

Masteroppgave i geofag

**Miljøtolkning basert på dinoflagellatcyster de siste 10 år
i indre Oslofjord, Norge**

Agnes Bjellvåg Bjørnstad



UNIVERSITETET I OSLO

DET MATEMATISK-NATURVITENSKAPELIGE FAKULTET

Miljøtolkning basert på dinoflagellatcyster de siste 10 år i indre Oslofjord, Norge

Agnes Bjellvåg Bjørnstad



Masteroppgave i geofag
Studieretning: Miljøgeologi

Institutt for geofag
Matematisk-naturvitenskaplig fakultet

UNIVERSITETET I OSLO

1. september 2006

© Agnes Bjellvåg Bjørnstad, 2006

Veileder: Barrie Dale, Professor ved Institutt for geofag, Universitetet i Oslo (UiO), Norge

Dette eksamensarbeidet er publisert elektronisk i DUO – Digitale Utgivelser ved UiO

<http://www.duo.uio.no>

Det er også katalogisert i BIBSYS (<http://www.bibsys.no/>)

All rights reserved. No part of this publication may be reproduced or transmitted, in any form or by any means, without permission.

Sammendrag

En sedimentkjerne fra Bunnefjorden er blitt analysert for dinoflagellatcyster. Rensetiltak har ført til reduksjon av næringsstoff tilførslen til indre Oslofjord de siste 10 år. Resultat av analysen viser en forventet kvantitativ nedgang av totale dinoflagellatcyster som kan tolkes som forbedret vannkvalitet. Det som ikke var forventet var en økning og dominans av dinoflagellatcysten *L. machaerophorum*, som blant annet tolkes til å være en eutrofieringsindikator i indre Oslofjord. I og med at fosforkonsentrasjonen har blitt vesentlig redusert i forhold til nitrogenkonsentrasjonen i de siste 10 år, kan økningen av *L. machaerophorum*, mulig antas å ha en sammenheng med økning av N: P forholdet å gjøre. Milde vintre i de senere år begünstiger ikke dypvannsfornyelse til Bunnefjorden, indre Oslofjord, og kan være en viktig klimafaktor i forhold til utviklingen av cystesamfunn. Økning av *L. machaerophorum* og nedgang av to andre viktige cystearter: *O. centrocarpum* og *P. dalei* antas å bestå av flere faktorer enn av N: P forhold og dypvannsfornyelse. Sammenhengen er sannsynlig mer komplekst når det gjelder endringer av cystesamfunn, og faktorer som indre Oslofjords spesielle geomorfologi, klimaendringer, stratifiserte vannmasser og næringskonsentrasjoner spiller en vesentlig rolle ved en miljøtolkning.

Emneord: Terskelfjord, eutrofiering, dinoflagellatcyste, antropogen påvirkning

Forord

Denne masteroppgaven startet høsten 2004, med opptak av sedimentkjerne i Bunnefjorden, om bord på universitetets forskningsfartøy; ”Trygve Braarud”.

Jeg vil benytte anledningen til å takke min veileder: Professor Barrie Dale ved Universitetet i Oslo, for initiativ til en interessant og utfordrende oppgave. Takker så meget avdelingsingeniør Berit Løken Berg, UiO for uvurderlig god hjelp og støtte under prepareringsarbeidet. Jeg vil takke klimaforsker Øyvind Nordlie ved meteorologisk institutt, Blindern, for hans bidrag i denne oppgaven.

Til slutt vil jeg gi en stor takk min nærmeste familie, spesielt min mann for hans tålmodighet og støtte.

Blindern, september 2006

Med vennlig hilsen

Agnes Bjellvåg Bjørnstad

Innholdsfortegnelse

1	Innledning.....	4
1.1	Introduksjon	4
1.2	Historisk utvikling av forurensningen i indre Oslofjord	7
1.3	De senere års utvikling av vannkvaliteten ifølge Norges Institutt for vannforskning (NIVA).	8
1.4	Eutrofiering	9
1.5	Kilder og tilførsler av næringsstoffer	9
1.6	Tidligere arbeid med Dinoflagellater	10
2	Geomorfologiske og hydrokjemiske forhold i indre Oslofjord.....	12
2.1	Geomorfologi	12
2.2	Hydrokjemi.....	12
2.3	Oksygenforhold.....	14
3	Fytoplankton.....	15
3.1	Primærproduksjon	15
3.2	Dinoflagellater - en viktig gruppe innen fytoplankton.....	16
4	Prøvemateriale og metode	18
4.1	Prøvetagning.....	18
4.2	Beskrivelse av sedimentkjerne	18
4.3	Prøve og palynologisk prepareringsmetode av Dinoflagellat cyste	19
4.4	Palynologisk analyse	20
4.5	Feilkilder	21
5	Resultater.....	22
5.1	Resultatene fra sedimentkjernen B04.....	22
5.2	Diagram over cysteutvikling	24
5.3	Datamateriale fra sedimentkjerne B04 i Bunnefjorden, indre Oslofjord	26
6	Diskusjon og miljøtolkning.....	27
6.1	Diskusjon.....	27
6.2	Miljøtolkning av fasene 1, 2 og 3.....	34
6.3	Sammenligning med tidligere forskningsarbeid	36
7	Konklusjon	37
	Figurliste og tabell oversikt.....	38
	Vedlegg A: Beskrivelse av dinoflagellat arter	45
	Vedlegg B: Telle resultat og beregninger	52
	Vedlegg C: Sedimentkjerne B95 fra Bunnefjorden, indre Oslofjord, 1995.....	54

1 Innledning

1.1 Introduksjon

En sedimentkjerne (B04) fra Bunnefjorden, indre Oslofjord, har blitt analysert for å se på cysteproduksjon og cystesamfunn fra noen dinoflagellat arter. Resultatet fra analysen blir her presentert for om mulig gi en miljøtolkning av indre Oslofjord de siste 10 år. Innen fytoplankton er dinoflagellater en stor gruppe i akvatiske miljøer, som består av mange ulike arter i både varmtvann og kaldt vannsmiljøer, og som er sensitive miljøindikatorer (eks. Dale & Fjellså, 1994; Dale et al., 1998). Dinoflagellatcyster brukes i tolkninger av paleo - miljø rekonstruksjoner (eks. Dale et al., 1998; Matsuoka, 1999; Dale, 2001).

Store mengder med næringsstoffer tilføres indre Oslofjord, grunnet befolkningsøkning til fylkene omkring og omkringliggende landbruksarealer. Eutrofiering er definert som; ” En økning i tilførselen av organisk materiale til et økosystem ” (Nixon, 1995), og var tidligere et miljøproblem i Oslofjorden. I de siste tiår har forbedret rensetiltak ført til reduksjon av næringsstoff tilførselen til i indre Oslofjord. Noen dinoflagellatarter responderer med blant annet variasjon av næringskonsentrasjon, og kan tolkes som eutrofieringsindikatorer (eks. Dale et al., 1998; Madsen, 1990; Matsuoka, 1999).

I denne miljøtolkingen av indre Oslofjord fokuseres det på tre arter av dinoflagellatcyster; *Lingulodinium machaerophorum*, *Operculodinium centrocarpum* og *Pentapleura dalei*. Dinoflagellatcyster av *Protoperidinium* og *Spiniferites* er også blitt registrert, spesielt *Protoperidinium conicum* for å mulig kunne gi noen indikasjoner på miljøforholdene i indre Oslofjord. Studiet er en videreføring av tidligere studie fra 1995 (Dale, et al., 1998), der sedimentkjerne B95 (vedlegg C) er analysert for de tre førstnevnte dinoflagellat cystene. Begge sedimentkjernene er lokalisert i samme basseng i Bunnefjorden (fig. 1, 2 og 3). Sedimentkjerne B95 er hentet opp fra 100 meters dyp og representerer utvikling av dinoflagellatcyster over en periode fra 1500 tallet og frem til 1995. Sedimentkjernen B95 viste en dobling av *L. machaerophorum* under eutrofiering, som kan tolkes som eutrofieringsindikator, og reduksjon av arten fra midten av 1970 tallet da forbedret rensetiltak ble innført. Sedimentkjerne B04 er hentet opp fra 92 meters dyp, og representerer utviklingen av cystesamfunn i fra perioden 1988/1989- 2004. Sedimentkjernen viser økning av *L. machaerophorum* fra 1988/1989 frem til 1996, og cystearten er dominerende gjennom hele kjerne B04.

Problemstilling; Hvordan påvirkes dinoflagellatarten: *L. machaerophorum* på reduksjon av næringsstoffer som har pågått i indre Oslofjord de siste 10 år? Hvilke andre faktorer kan muligens spille inn for variasjon av cystesamfunn og miljøforholdene i indre Oslofjord?



Fig. 1 Oversikt over Oslofjorden, med indre Oslofjord innfelt (Wikipedia).

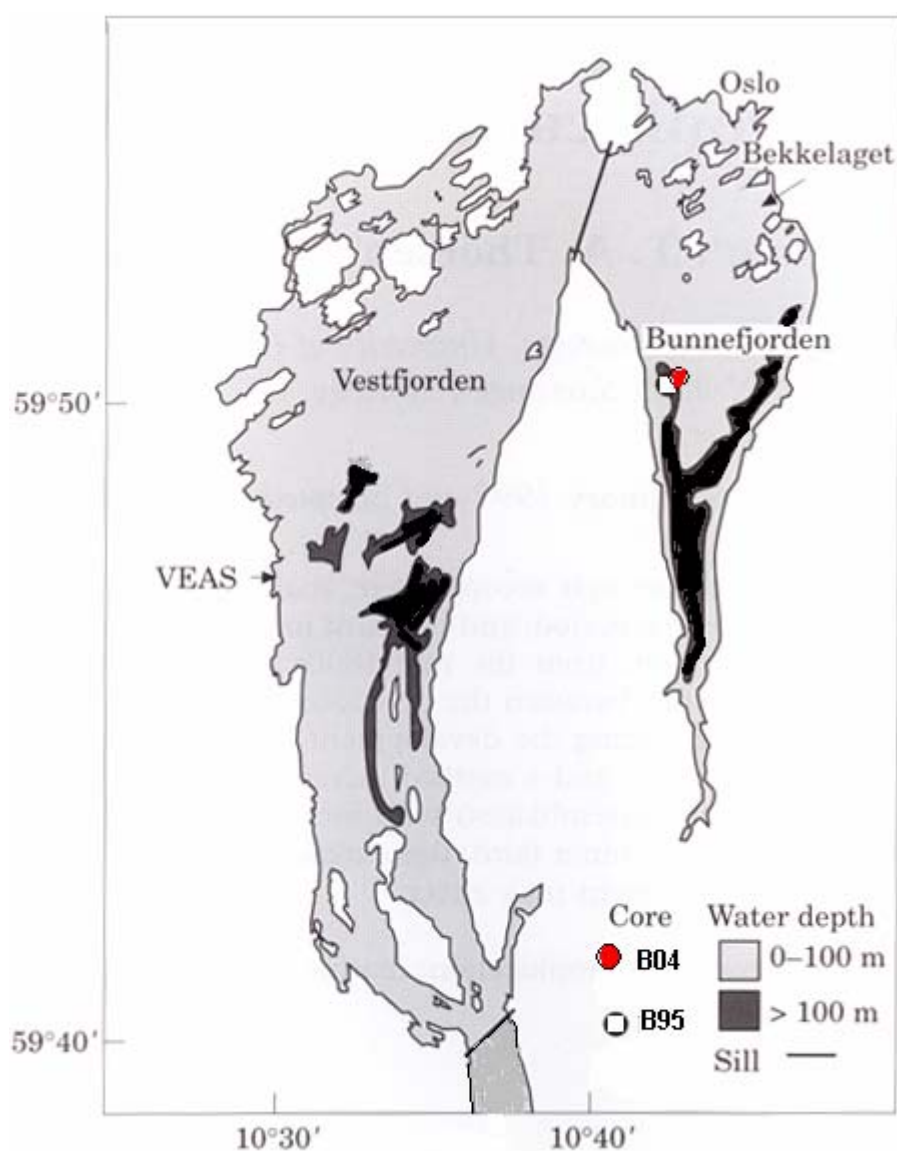
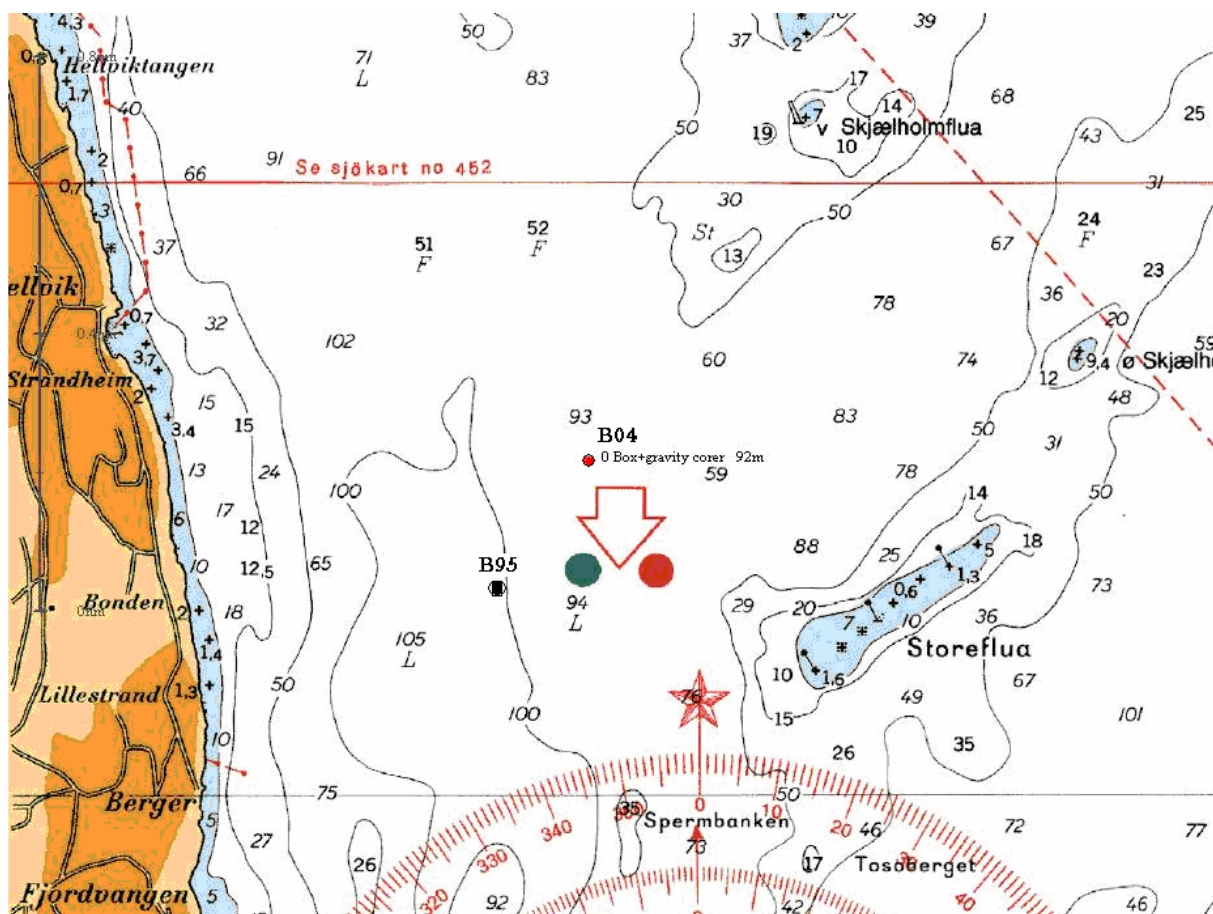


Fig. 2. Indre Oslofjord der sedimentkjernene B04 og B95 er lokalisert (modifisert fra Dale et al., 1998).



Figur 3. Elektronisk sjøkart over Bunnefjorden som viser posisjon av sedimentkjerne B04 og B95.

Kjerne	Posisjon N/E	Vanndyp (m)	Kjerne dato
B 95	59.50.23/10.42.48	100	September 1995
B 04	59.50.45/10.42.87	92	September 2004

Tabell 1: Posisjonskoordinater, vanndyp for sedimentkjernene B95 og B04, samt tidspunkt for når kjernene er tatt.

1.2 Historisk utvikling av forurensningen i indre Oslofjord

Forurensningen av indre Oslofjord tiltok for alvor ved introduksjonen av den industrielle revolusjon i Norge. De første bedriftene var tekstilfabrikker, jernverksteder, møller og

papirfabrikker. Industribyggingen etter 1840 bidro til økt oppmerksomhet rundt kvaliteten på vannet. Industrien som ga arbeid, mat og klær til en befolkning i sterk vekst, tvang også frem nødvendigheten av å anlegge kloakkanlegg i Oslo for å bedre de sanitære forholdene (Teknisk museum, internett referanse).

Oslofjordens marine miljø har blitt utsatt for og utsettes fremdeles for stor menneskelig påvirkning grunnet høy befolkningskonsentrasjon og betydelig industriell aktivitet. Fjorden er et avsetningsområde for sedimenter og for menneskelige utslipp tilført via elver og luft fra en stor del av Oslo-området. I indre Oslofjord var forurensningsproblemene sterkt økende fra 1900 tallet, og utbredelsen av anoksisk vann i dypere vannlag var et resultat av overgjødning (eutrofiering) (Dale et al., 1998; Dale & Dale, 2002). På 1970-tallet ble det iverksatt en rekke undersøkelser for å kartlegge forurensningstilstand - og påvirkninger på det marine miljø i Oslofjorden, på bakgrunn av ble det satt i gang tiltak for å redusere de menneskeskapte forurensningene i indre Oslofjord.

Siden midten av 1970-tallet har fjordens overgjødningssituasjon forbedret seg som følger av at kommunenes rensetiltak og fosforinnholdet i overflatelaget har sunket i månedene desember-februar i perioden 1973 til 2002. I de dypere vannmassene har det også vært en positiv utvikling i Vestfjorden, men ikke for Bunnefjordens dypvann. Bunnefjorden som er det indre bassenget i indre Oslofjord er mer følsomt for omfanget av tilførselen av nytt vann fra ytre Oslofjord (Magnusson et al., 2004).

1.3 De senere års utvikling av vannkvaliteten ifølge Norges Institutt for vannforskning (NIVA).

I Bunnefjorden er dypvannsfornyelsen mer sjelden og dårligere enn Vestfjorden, noe som gir lavere konsentrasjoner og lange perioder uten oksygen i dypvannet. Her har det vært råttent vann i lengre perioder mellom vannutskiftninger. I følge NIVAs toktrapporter var det en større vannutskiftning i Bunnefjorden var vinteren 1995/96, men siden 1997 t.o.m. 19. februar 2000 var det råttent vann i dypvannet (H_2S) i Bunnefjorden, den siste tiden helt opp til ca. 70 meters dyp. På etterm vinteren 2000/2001 kom det imidlertid en dypvannsfornyelse som har gitt oksygenholdig vann helt til bunns i Bunnefjorden. Dette gir oksiske forhold for en ny periode, men disse periodene har vært korte i senere tid. Generelt har det skjedd en forbedring av vannkvaliteten i mellomsjiktet i Bunnefjorden. Dypvannsfornyelsen var god i Vestfjorden, men beskjedne i Bunnefjorden i 2003. I Bunnefjordens mellomlag (30-60 meters dyp) er det indikasjoner på bedring av oksygenforholdene etter at rensetiltakene ble gjennomført, og

forholdene var relativt gode i 2004. Avtagende oksygenforbruk i Vestfjordens dypvann siden 1970 viser at oksygenforbrukende organiske stoffer som blir tilført via utslipp o.l. har blitt redusert. I Bunnefjordens dypvann er oksygenforbruket lavere enn i Vestfjorden. Rensetiltakene har forandret fjordens vannkjemi, med klart avtakende konsentrasjoner av fosfor mellom overflatelaget og 50 meters dyp, samt i Vestfjordens dypere vannmasser. Nitrogenrensingen har foreløpig ikke gitt signifikant utslag i observasjonene i dypvannet, men i mellomlaget er oksygenforholdene blitt noe bedre (Magnusson et al., 2004).

1.4 Eutrofiering

Eutrofiering er som tidligere nevnt; økt tilførsel av organisk materiale til et økosystem (Nixon, 1995). Økning av tilførselen av næringsstoffer til et akvatisk miljø kan føre til økt tilvekst av fytoplankton, som kan føre til alvorlige tilstand for det biologiske mangfoldet ved for eksempel oksygensvinn og nedsatt lysforhold som for eksempel i indre Oslofjord. Når mengde tilført næringsstoffer overskrider den naturlige balanse mellom produsenter (alger) og konsumenter(dyr) i et marint miljø, vil mengden av fytoplankton bli så stor at mengden dyreplankton er utilstrekkelig for å holde et balansert nivå. Ofte vil det bli endring av artssammensetning ved færre arter, men større mengde av hver art. Nedbrytning av organisk materiale krever oksygen, og ved kontinuerlig tilførsel av næringsstoffer som gir næring og vekst til fytoplankton vil det kunne føre til oksygenmangel (dysoksiske og anoksiske forhold) i vannmassene, samt kan føre til dannelse av hydrogensulfid (H_2S) slik tilfelle er for Bunnefjordens dypvann. Tilgjengeligheten til lys, temperatur og næring bestemmer algevekst (fytoplanktonvekst) og artssammensetning, samt deres mobilitet. Arter eller populasjoner som har størst vekst under de gjeldene forholdene vil bli de dominerende (Fisher et al., 1995).

1.5 Kilder og tilførsler av næringsstoffer

Kildene for tilførsel av næringsstoffer er både naturlig og menneskeskapte, men sistnevnte antas å være den største kilden i kystnære områder. Naturlige sesongmessig- og årlig variasjoner fører til ulike næringskonsentrasjoner i vannmassene. Med økt avrenning spesielt om våren, tilføres indre Oslofjord store mengder oppløst næringsstoffer som mikses i turbulente vannmasser og begunstiger vårplankton. Med vårplanktonets utnytting og forbruk av næringsstoffer må sommer planktonet nøye seg med restene, og de antropogene tilførselene, spesielt kloakkutslipp blir en viktig næringskilde. Disse forholdene fører til et naturlig

næringsbegrenset system for sommerplankton i indre Oslofjord, i forhold til vårplankton (Dale, 2001). Tilførsel av oppløste næringsstoffer som nitrogen (N) og fosfor(P), er sannsynlig de viktigste næringsstoffene som påvirker algeoppblomstring i akvatiske miljøer. Tilførsel kan skje ved eksterne kilder som for det meste er antropogent tilført gjennom elver og vassdrag og/eller direkte til marint miljø; fra jordbruk, jorderosjon, kloakk, industri og atmosfærisk avsetning av N og P. Atmosfærisk avsetning av N kan være en viktig faktor som kan spille en nøkkelrolle i kyst og estuarin eutrofiering (Paerl, 1995), og en hovedkilde er forbrenning av fossilt brennstoff (Nixon, 1995). Interne kilder bidrar ved resirkulering av næringsstoffer som skjer i vannmassene, og er et resultat fra årlige og sesongmessige perioder med mye næring som akkumuleres og lagres i sediment. Næringsstoffer kan senere bli forløst og resirkulert i vannmassene, selv i uforstyrrede områder (Fisher, et al., 1995). Tilførsel av næringsstoffer til indre Oslofjord domineres av de kommunale utslippene med ca 75 %. De tre større renseanleggene har nitrogenrenseanlegg; Vestfjordens avløpsselskap VEAS) fra 1995/96, Nordre Follo fra 1997, og det siste store nitrogenrenseanlegget kom i november 2000 til Bekkelaget renseanlegg som fikk nytt utslippssystem med diffusor på 50 meter i 2001. Disse tre renser vann for 750 000 personer med et rensekraft på 90 % for fosfor og 70 % for nitrogen. Kommunale utslipp av fosfor og nitrogen har i perioden fra 1985 til 2003 er blitt redusert med 64 % (Magnusson et al., 2004), og som er et direkte resultat av gjennomførte rensertiltak. En reorganisering av klakksystemet i 1983-1984 har ført til at fosforkonsentrasjonen er redusert betydelig i forhold til nitrogen (Paasche & Erga, 1988). Nitrogenrensingen har forløpig ikke gitt signifikante endringer for parametrene total nitrogen og nitrat+ nitritt, men det er klart lavere konsentrasjoner i overflatelaget vinterstid i årene etter 2001 som kan være et tegn på at nitrogenrensingen begynner å gi resultater. Evnen til en marin resipient som indre Oslofjord til å omsette næringssalter og organisk materiale (mottakskapasitet), er generelt bestemt ved kombinasjonen av: strømforhold, vannutskifting, størrelse (vannvolum og – areal), bunntopografi, sjikting av vannmassene og bunnfauna/flora (Molvær et al., 2003).

1.6 Tidligere arbeid med Dinoflagellater

Følgende sammendrag er hentet fra Dale (1996):

Forskning på levende dinoflagellatcyster startet med palynologist D. Wall, Woods Hole Oceanografisk Institutt, Massachusetts, USA i 1965, og videre arbeid med levende cyster knyttet til deres motile fase med Wall & Dale 1966. Med motile menes evnen til å bevege seg.

Identifisering av grupper (Wall & Dale, 1968) og første økologiske klassifikasjon av cyster kom i 1977 (Wall et al. 1977). Identifisering av arter og bestemmelse av biografiske grenser for deres distribusjon ble gjort av Dale i 1983. Siste 25 år har flere palynologer studert cystedistribusjon i ganske nyavsatte sediment bassenger for å se på fossile cyster som paleomiljø indikatorer (eks. Wall et al., 1977; Reid & Harland, 1977; Dale 1983; Harland, 1983; Goodman, 1987). Siden de fleste cystedannede Dinoflagellater synes å være kystnære er deres økologiske distribusjon sannsynligvis best dokumentert i kystnære områder hvor komplikasjoner med transport er minimale (Dale, 1983; Dale & Dale 1992). Økt forståelse av moderne cysters økologi og deres paleoøkologi og geologiske tilknytning er i senere tid gitt av Dale (1996). Senere tids arbeid viser at dinoflagellatcyster kan knyttes opp mot områder med stor tilførsel av næringsstoffer, særlig da i eutrofierte miljøer som for eksempel terskelfjorder, og kan være gode miljøindikatorer på tidligere klima og forurensning (Thorsen & Dale, 1997; Sætre et al., 1997; Dale et al., 1999; Dale et al., 2000; Dale, 2001; Pospelova et al., 2002). Dinoflagellat arten *L. machaerophorum* er relatert til blant annet eutrofiering (Dale & Fjellså, 1994; Lewis & Hallett, 1997; Targarona et al., 1999), og er blitt tolket som eutrofieringindikator (eks. Dale et al., 1998; Madsen, 1990).

2 Geomorfologiske og hydrokjemiske forhold i indre Oslofjord

2.1 Geomorfologi

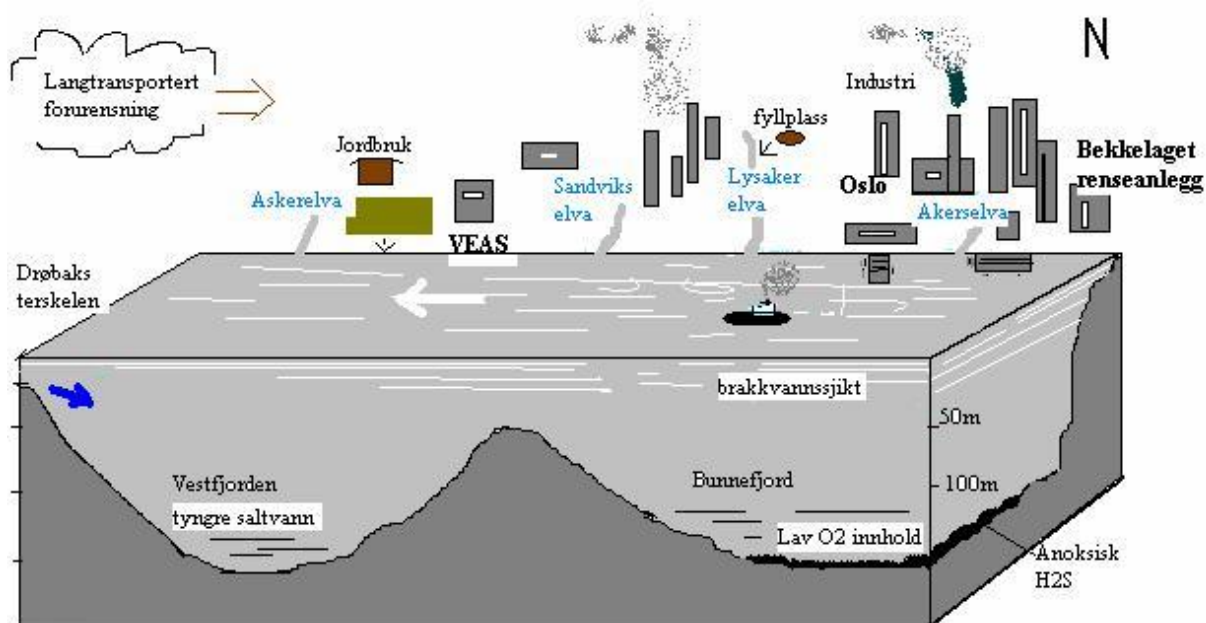
Geomorfologisk danner Oslofjorden en nordlig fortsettelse av Skagerrak med en ca 100 km lang fjordarm, og er en av Norges 5. største fjorder (Wikipedia, internettref.). Oslofjorden deler seg i to mindre fjordarmer mot nord; Drammensfjorden til vest og indre Oslofjord lenger nordover som består av to hovedbassenger; Vestfjorden og Bunnefjorden som er det innerste bassenget (fig. 1 og 2).

Oslofjordens spesielle form, med det trange innløpet og den grunne terskelen ved Drøbak påvirker inn- og utstrømningsforholdene til indre Oslofjord (fig.4 og 5). Dessuten innvirker fjordens topografi med grunner og dyprenner, topografien på land inkludert omfanget av ferskvannstilførsler, samt strømningsforhold utenfor fjorden. Sammen med klimaforholdene har alle disse faktorene betydning for miljøet i fjorden i følge NIVA (Magnusson et al., 2004).

2.2 Hydrokjemi

Indre Oslofjord består av flere dype bassenger atskilt ved grunnere områder eller terskler (fig. 2). Den viktigste terskelen er ved Drøbak og er 19 meter på det dypeste, mens bassengene innenfor Vestfjorden og Bunnefjorden, separert av en 50 meters terskeldybde er opptil 160 meter dype med Bunnefjorden som det dypeste bassenget. Dette bidrar i liten grad til å få forbedret sirkulasjon av vannmassene (Dale, et al. 1998). Relieffet i fjorden sammen med meteorologiske forhold gjør at utskiftningen av det dypere vannet kan være redusert til et minimum i perioder som varer opp til flere år.

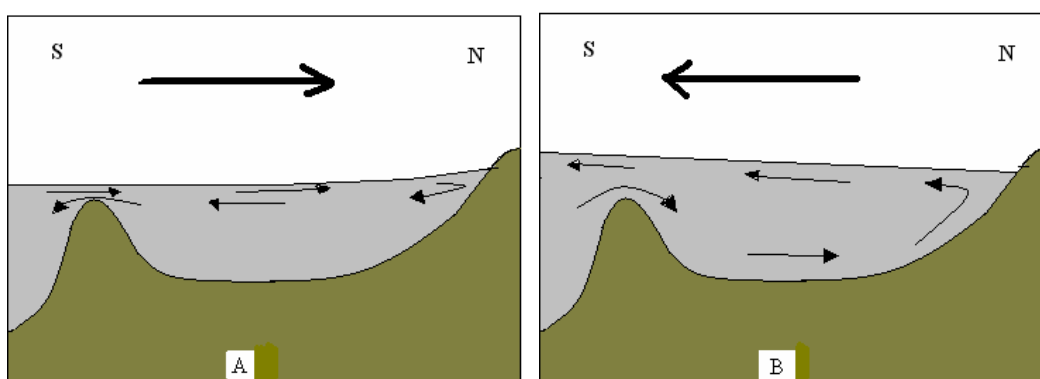
Tetthetsfordelingen i vannmassene danner sjiktlag (fig. 4) grunnet lite eller nærmest ingen vertikal omrøring, slik at overflatelaget er et tilnærmet ferskvannslag, over et mellomsjikt som er lik brakkvann og til dypvannet som består av tyngre vannmasser med større tetthet/saltholdighet. Tidevannsbevegelsen mellom høy- og lavvann er kun på 24 cm (Madsen, 1990). Dette skaper heller ikke noen særlig sirkulasjon i vannmassene. Reduksjon i tettheten av dypvannet oppnås ved gradvis påvirkning ovenfra og vil bli fornyet med tiden.



Figur 4. Grov skisse over indre Oslofjord som viser hydrografien og lagdelte sjikt i vannmassene, samt noen av de store elvetilløpene. Vannutskiftning er sterkt begrenset grunnet utforming av typisk terskelfjord og er vist med blå pil for nytt saltvann og hvit pil for ferskvann.

I fjorder med ferskvannstilrenning vil vannstandshevingen ved elveutløpet føre til at ferskvann driver utover i fjorden, slik tilfellet er for indre Oslofjord.

Dette elvevannet tar med seg saltvann fra underliggende lag, noe som kompenseres for ved hjelp av en innoverrettet (motsatt) strøm. Dette kalles estuarin sirkulasjon (fig. 5). Tidevann og meteorologiske forhold (f. eks. vind, lufttrykksendringer, atmosfærisk oppvarming/avkjøling) påvirker også sirkulasjonen i fjorder.



Figur 5. Viser påvirkning av vind og stømforhold på vannsirkulasjonen (modifisert fra Madsen, 1990).

2.3 Oksygenforhold

Fornyelse av dypvann til indre Oslofjord og derav tilførsel av ”friskt” oksygenrikt vann skjer hvert år i Vestfjorden, mens den i Bunnefjorden bare forekommer hvert 3 - 5 år. Dette har sammenheng med Oslofjordens geomorfologiske form, og terskelen (fig. 1, 2 og 3) som skiller det indre bassenget (Bunnefjorden) fra det ytre bassenget (Vestfjorden). For en total dypvannsutskifting i Bunnefjorden må bassenget i Vestfjorden være fylt med ferskt sjøvann opp til 50 meters dybde. Dette nye sjøvannet kan da strømme over terskelen mellom Bygdøy og Nesodden til Bunnefjorden. Hvis det innkommende sjøvannet er tungt nok vil det presse gammelt sjøvann opp og ut Bunnefjorden, under forutsetning at gunstige nordlige vindforhold vedvarer i en periode på 3 - 4 uker. Utskifting av dypvannet skjer hovedsakelig på vinterstid, fordi vinden da er mest stabil fra nord over lengre tid. Det er en nødvendig betingelse for dypvannsfornyelsen (fig. 5), og fører til eustaurin sirkulasjon i indre Oslofjord.

Statens forurensningstilsyn (SFT)(internettref.) klassifiserer oksygentilstanden i en fjord etter en femgrads- skala, fra meget god til meget dårlig. Gode forhold betyr oksygenkonsentrasjoner mellom 3.5 og 4.5 mL/L, mens dårlige forhold innebærer konsentrasjoner mellom 1.5 og 2.5 mL/L. I gjennomsnitt har fjorden blitt to tilstandsklasser bedre siden 1970-tallet da forurensningstilførslene var som størst, bedømt etter SFT's miljøklassifiseringssystem for fjorder. Fra 1970 til 2004 har Vestfjordens dypvann blitt bedre, men ingen endringer er skjedd i Bunnefjordens dypvann som har hydrogensulfidholdig (H₂S) bunnvann (Magnusson et al., 2004).

Overflatevannet i indre Oslofjord inneholder oksygenkonsentrasjoner nær metningsverdi. Dette fordi topplaget blir relativt godt mikset av vind og bølger, samt utveksling av gasser mellom sjøoverflate og luft. Oksygenkonsentrasjonen minker med dypet. Avhengig av siste dypvannsfornyelse kan dypvannet gå fra anoksiske forhold, med forekomster av hydrogensulfid (fig. 4), til oksiske forhold der oksygenkonsentrasjonen når opp til 5 – 6 mL/L.

3 Fytoplankton

Fytoplankton (gr. phyton - plante; planktos - å vandre) - Planteplankton. Fytoplankton er flytende mikroskopiske alger i vann. Fytoplankton vokser i den eufotiske (gr. eu - ekte; phos - lys) sonen i vannet hvor det er nok lys til å drive fotosyntese. Fytoplankton kan inndeles i størrelseskategoriene mikrop plankton (diameter $>20\text{ }\mu\text{m}$), nanoplankton (diameter $2\text{-}20\text{ }\mu\text{m}$) og picoplankton (diameter $<2\text{ }\mu\text{m}$). Fytoplankton forekommer både som enkeltceller og i kolonier. Fytoplankton finnes blant følgende organismegrupper: grønnalger, diatoméer, dinoflagellater, haptofytter, chrysofytter og blågrønnbakterier. Fytoplankton som lever på overflatehinnen til vannet kalles neuston. Mengden fytoplankton påvirkes av næringstilførselen, spesielt nitrogen, fosfor og silisium. Fytoplankton kan svømme med flageller eller justere den vertikale plasseringen i vannmassene med gassvakuoler som hos blågrønnbakteriene. Fytoplankton som verken kan svømme eller justere vertikal plassering vil synke avhengig av tettheten delvis etter Stokes lov (Botanisk og plantefysiologisk leksikon, internettref.).

3.1 Primærproduksjon

Store mengder av kloakk tilførsel siden forrige århundre, har tilført Oslofjorden næringsstoffer som har resultert i økt primærproduksjon i overflatevannet. Eutrofiering vil påvirke primærproduksjon (Nixon, 1995). I Oslofjorden som ellers langs kysten, har fytoplankton en generell årssyklus med diatomeer (kiselager) om våren, dinoflagellater (fureflagellater) sommer og høst, samt andre flagellater om sommeren.

I følge miljøforum måles fytoplankton produksjon oftest som opptak av karbon eller utskilt oksygen (henholdsvis ^{14}C - og O_2 -metoden), og angis som karbon bundet per tidsenhet for et volum eller areal. I kystområder er vanligvis mengdene av fytoplankton produksjon mye høyere enn i havområder, vanligvis opp til $500\text{ mg/m}^2/\text{dag}$ på klare dager om sommeren. I indre Oslofjord er det målt opptil $2,8\text{ g/m}^2/\text{dag}$. Arealet av Oslofjorden innenfor Drøbak er ca 190 km^2 og beregnes av sommerverdiene for Steilene ($0,8\text{ g/m}^2/\text{dag}$) som gjennomsnittsverdi for fjorden, blir den daglige primærproduksjonen 150 tonn C/dag . Det er store årlige variasjoner i fytoplankton vekst i indre Oslofjord, og disse nevnte verdier må ikke generaliseres (Paasche & Erga, 1988).

3.2 Dinoflagellater - en viktig gruppe innen fytoplankton

Dinoflagellater er en stor gruppe av fytoplankton bestående av over 2000 marine arter som lever i vannmassenes øvre lag. Dinoflagellater er encellede mikrop plankton og omkring 10 % av de marine dinoflagellater danner et immobilt hvilestadium i form av bentiske cyster i sin livssyklus. Cystene består av organisk sporopollenin lignende materiale og er syreressistente i motsetning til andre mikrofossiler som Diatomeer, Foraminiferer, Coccolitter som ikke har denne egenskapen. Cystene indikerer distribusjon av dinoflagellater, og er viktige miljøindikatorer for overflatevann ved at de danner grunnlag for tolking av miljøforandringer på en tidskala på flere hundre år (Dale, 1996, 2001). Marine dinoflagellatcyster er oftest å finne i kystnære områder og avsettes i bunnsedimentet. Cystene kan være potensielle indikatorer på miljøendringer som for eksempel klima, eutrofiering og industriell forurensning (Dale & Fjellså, 1994; Dale, 1996; Lewis and Hallett, 1997; Sætre et al. 1997; Dale, et al., 1998; Targarona et al., 1999). Det er i kystnære områder med tilgang på næringsstoffer (gir vekstpotensiale for fytoplankton), og med høy sedimentasjonsrate som gir god tidsoppløsning, at cystene er gode indikatorer (Dale & Dale, 2002). Dinoflagellater regnes for å utgjøre en betydelig andel av primærproduksjonen i den eufotiske sonen gjennom fotosyntese i kystnære områder (Dale & Dale, 2002).

Dinoflagellater består av både heterotrofe og autotrofe arter. Gunstige forhold av lystilgang, temperatur og næring kan føre til oppblomstring, og sannsynlig er den viktigste faktoren for oppblomstring tilgangen på næringsstoffer som nitrogen og fosfor. Det er vanligvis nitrogen som er den begrensende faktoren for fytoplanktonproduksjon i det marine miljø (Paasche, 1988), men det er sannsynlig mer komplekst bestående av flere faktorer som resulterer i vekst av noen arter fremfor andre.

Den paleontologiske klassifiseringen av dinoflagellater er utviklet fra to forskjellige faggrupper; en biologisk klassifikasjon hovedsakelig basert på den ikke- fossile motile fase i plankton og et paleontologisk klassifikasjon basert på morfologien til fossile cyster. Det er store forskjeller i hvordan den stratigrafisk paleontologen og biologen tilnærmer seg klassifiseringen av dinoflagellater, som er basert ut fra hvert sitt ulike utgangspunkt. Paleontologen prøver å bryte ned evolusjonsutviklingen til mindre geologiske tidsenheter. Biologen er mindre involvert av taksonomien av dinoflagellater, der forekomst av mindre morfologiske forskjeller kan bli tolket til å være naturlige variasjoner, eller den originale beskrivelsen ikke var presis. Dette kan føre til at ulike arter klassifiseres inn under en

taksonomi på bakgrunn av at den økologiske informasjonen blir tolket forskjellig, og konsekvensen blir at ulike navn brukes til å referere samme art (Dale, 1983).

I denne oppgaven vil derfor navn på dinoflagellatcyster kun brukes, nevnt innledningsvis.

De viktigste cyteartene brukt til miljøtolkningen, er beskrevet i vedlegg A (engelsk tekst).

4 Prøvemateriale og metode

4.1 Prøvetagning

En kjerneprøve ble hentet opp fra 92 m dyp i Bunnefjorden, indre Oslofjord, posisjon ved Storeflua (koordinatene: 59°50'45.4"N/10°42'28.67"E) i september 2004 (fig. 2 og 3). Kjernen ble hentet opp ved bruk av gravitasjonskjerne (gravity core) metoden ombord på universitetets (UiO) forskningsfartøyet Trygve Braarud.

Gravitasjonskjerne metoden er en enkel metode for å hente opp kjerneprøve. Utstyret består av et sylinderformet plastikk- rør med en indre diameter på 6,7 cm og lengde på ca 40-50 cm som droppes ned i vannet ved hjelp av en hydraulisk/mechanisk kran om bord i båten. Når røret treffer sedimentoverflaten vil røret fylles med sediment og når sylindren dras opp sørger en enkel fjær mekanisme for at topplokket tetter øverst. På grunn av undertrykket som da dannes vil sedimentet forbli i sylinderrøret. Sylindren tas opp til overflaten og en gummikork settes fast i bunn slik at en ikke mister noe av sedimentprøven. Etterpå skyves kjernematerialet opp nedenfra ved hjelp av en ca 50 cm lang aluminiumstang med en sirkulær aluminiumsplate. Sedimentkjernen er beskrevet nedenfor i pkt. 4.2 (fig. 6).

4.2 Beskrivelse av sedimentkjerne

Øvre del av sedimentkjernen var suppelignende svart med et flokkulerende (løst ukonsolidert) topplag bestående av en stor andel organisk fragmenter, og høyt vanninnhold (fig. 6). Det lukter hydrogensulfid og har finkornet materiale i silt/leire størrelse. Økende konsistens av materiale med reduserende vanninnholdet nedover i sedimentkjernen. Fra topplaget og ned til ca 16 cm dyp er det sort silt/leire fraksjon, derfra overgang til lyst grått sandig silt ned til ca 23 cm dyp. Fra ca 23 cm dyp består materialet av mørkere gråfarget silt/leire fraksjon som vedvarer ned kjernen på 34,4 cm. Det ble funnet 3 - 4 skjellfragmenter i den lysgrå finkornet sand/silt fraksjonen på mellom 16-23 cm dyp.

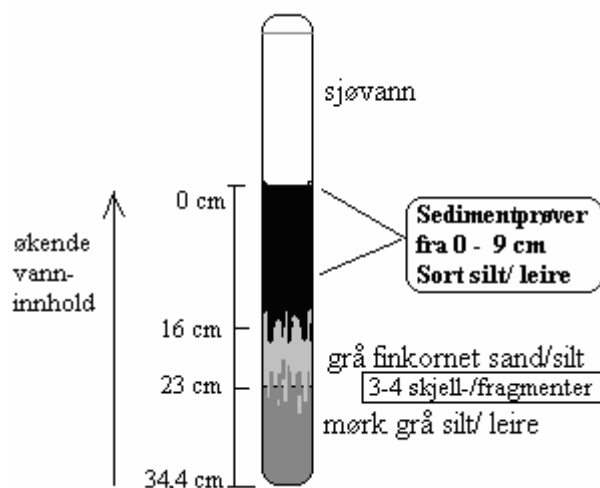


Fig. 6. Beskrivelse av sedimentkjerne B04.

4.3 Prøve og palynologisk prepareringsmetode av Dinoflagellat cyste

Sedimentkjernen ble kuttet opp i 1 cm sedimentskiver, unntatt to prøver i øvre del (prøve 2 og 3) som ble kuttet i 0,5 cm skiver for å kunne gjøre enn mer detaljert studie av denne delen. Ut fra sedimentskivene ble det tatt ut 1-2 gram for videre preparering etter følgende prepareringsmetode. Fra hver sedimentskive tas ut ca 2cm² prøvematerialet fra sentrum av hver sedimentskive for å unngå forurensede og forstyrrede materiale fra sedimentprøverøret. Sedimentprøvene tilsettes 10 % saltsyre (HCl) for å fjerne karbonater og lar det stå ett døgn, ristes av og til. Prøvene dekanteres og tilsettes destillert vann og står uforstyrret minst 4 timer mellom hver dekantering. Dette gjentas til all oppløst karbonat er fjernet og prøven er nærmest nøytral. Prøvene tilsettes 40 % Flussyre (HF) som løser opp og fjerner silika mineraler og lar dette stå i varmebad omkring 4 døgn, ristes av og til, for deretter å dekanteres og tilsette destillert vann, gjentatte ganger til materialet er nøytralt. Gjenværende materiale inneholder blant annet motstandsdyktige organismer med sporopollenin lignende materiale (palynomorfer som dinoflagellatcyster, Acritarchs). Dekanterer prøvene og bunnmateriale sentrifugeres. Overfører prøvematerialet på 250 ml målesylinder og fyller opp med destillert vann til 250 ml merket. Prøvematerialet ristes i 4 min til homogen masse, og 25 ml (dvs 1/10) av prøvematerialet tas ut. Uttatt prøvematerialet (25 ml) filtreres med en 25 µm sikt, og fraksjoner større enn 25 µm settes i ultralydbad ca 30 sekunder, for deretter å siktes på ny. Materialet overfører på et 50 ml målesylinder og tilsettes destillert vann, som ristes i ca 4 min

til homogen masse. Overfører 3 ml fra massen ved hjelp av pimpette over på reagensrør som sentrifugeres i 5 minutter. Figur 7 viser fortynningsprosedyren og overføringene av prøvematerialet. Dette bunnmaterialet dryppes på glass mikroslide og blandes med glycerolgelatin på varmeplate. Når nesten alt vannet er fordampet, legges et gjennomsiktig plastdekke på prøvematerialet og bruker parafin voks rundt plastdekket for å forhindre uttørking for mikroskop analyse.

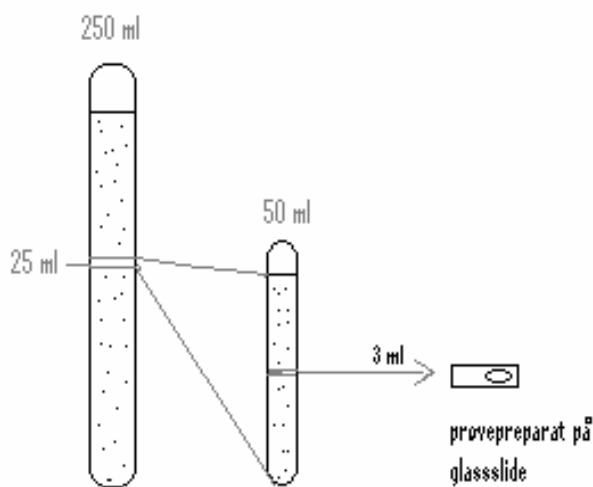


Fig. 7. Viser fortynningsprosedyren under prepareringsarbeidet og uttak av prøvemateriale.

4.4 Palynologisk analyse

I denne oppgaven er en kvantitativ palynologisk analyse av totalt registrerte dinoflagellatcyster per gram tørr sediment av hver prøve blitt gjort, med den hensikt å følge utviklingen av cysteproduksjon over de siste ti år. Registrering av antall og identifisering av dinoflagellatcyster ble gjennomført med et Optiphot lysmikroskop med interferenskontrast utstyr.

En kvalitativ analyse er også blitt gjort for å se på utviklingen av mengdeforhold (per gram tørr sediment) innbyrdes de ulike registrerte cystearter. Beregnet prosentvis økning av en cysteart bør ikke bety reell konsentrasjonsøkning, men kan ha sammenheng med at det er prosentvis nedgang av andre arter. Avhengig av en konstant jevn sedimentakkumulasjon, vil både den kvantitativ og kvalitativ analyse av cysteutvikling i en sedimentkjerne gi informasjon om miljøutviklingen i et akvatisk økosystem over en tidsperiode.

4.5 Feilkilder

Dateringen av sedimentkjernen er basert på sedimentasjonsrate på 0,6 cm/ år, som er estimert ut fra tidligere arbeid (Dale, et al.,1998; Madsen 1990), og den oppgitte datering av sedimentkjernen kan være feil. Sannsynlig feilkilde kan være registrering av cysteantall og identifisering, som kan beregnes til å være ca 10 %. Kun de antatt viktigste arter er med i utregningen, og feil i identifiseringen av arter kan ha foregått der for eksempel cystene har nedslitte pigger og tildekket med smuss.

Beskrivelse av sedimentets farge er foretatt visuelt, og etter subjektivt skjønn.

Det flokkulerende topplaget av kjernen inneholder ca 90 % vann og oppløsningen er høy, slik at cystekonsentrasjonen av de ulike arter kan være noe feil i forhold til dateringen av kjernen.

5 Resultater

5.1 Resultatene fra sedimentkjernen B04

Resultatet viser både forventet og et ikke- forventet cysteutvikling. Det at total cyster per gram i B04 (fig.8, diagram A), var forventet ut ifra de rensetiltak som er blitt gjennomført for å redusere tilførselene av næringsstoffer til indre Oslofjord. Totalt registrerte dinoflagellatcyster per gram varierer fra ca 8000 til 38000 i B04. Det er en gjennomsnittlig økning av total cystekonsentrasjon gjennom hele sedimentkjernen, (fig. 8, diagram A, rød linje).

Det som ikke var forventet, er den økende mengden av *L. machaerophorum* som blant annet er blitt tolket som en eutrofieringsindikator i indre Oslofjord. Resultatet av analysen viser en prosentvis økning av *L. machaerophorum* fra 9 cm til 5 cm dyp i kjernen, der 5 cm antas dateret til 1995, beregnet ut fra en sedimentasjonshastighet på 0,6 cm/år (fig. 8, C). Derfra avtar *L. machaerophorum* frem til 1,5 cm kjernedyp, for så å øke noe opp mot sedimentoverflaten. Relativt lav cystekonsentrasjon av registrerte *O. centrocarpum* og *P. dalei* gjennom sedimentkjernen (fig. 8), med lavest registrerte konsentrasjon ved 5 cm dyp. Sammenligning av cystekonsentrasjonen mellom *P. conicum* og *L. machaerophorum* viser likhetstrekk med hverandre (fig 8, D og E).

Andre dinoflagellatcyster som er registrert er totale cyster av *Spiniferites* arter, *Protoperidinium* arter samt ukjente cystearter (tabell 2 og 3). Ukjente cystearter varierer fra 2 % til 9 % i samtlige 10 prøver, med et gjennomsnitt på ca 5 %. Nærmere bestemmelse av *Protoperidinium* og *Spiniferites* arter er ikke blitt gjort, med unntak av *Protoperidinium conicum* som muligens kan gi noe informasjon om miljøet.

En kvantitativ registrering av prøve 11 som representerer 9 -10 cm dyp i sedimentkjernen var ikke mulig, da det på grunn av misforståelse ble gjort feil under preparering av prøven. Helt mislykket ble likevel ikke prøven, da det var mulig å beregne den prosentvise fordelingen av arter. Av registrerte arter hadde *O. centrocarpum* størst cystekonsentrasjonen med 38 %, *L. machaerophorum* på 32 %, og *P. dalei* på 14 % (fig. 8, diagram C). Da prøve 11 fra B04 utgjør overlappingen med prøve B95, kan de to kjernene sammenlignes. Resultatet viser at det er et tilnærmet prosentvis samsvar mellom de to sedimentkjernene ved 4,5 cm dyp i B95 (vedlegg C) og ved 10 cm dyp i B04 (fig. 8, diagram C).

En test av prøve 6 og 10 ble utført i ettertid for å kontrollere resultatet av registrerte arter. Arter fra fire tilfeldig valgte transect fra hver av prøvene ble registrert. Prøve 6 inneholdt 68 % av arten *L. machaerophorum*, 15 % av *O. centrocarpum* og 6 % av *P. dalei*, mot tidligere registrering på hhv. 90 %, 1 % og 2 %. I kontroll av prøve 10 ble det registrert 50 % av arten *L. machaerophorum*, 33 % av *O. centrocarpum* og 0 % av *P. dalei*, mot opprinnelig prosentberegning på hhv. 67 %, 12 % og 9 %.

Resultatet av denne kontrolltesten bekrefter at cysteregistreringen stemmer omtrentlig med den opprinnelige registreringen, men forskjellen i konsentrasjonen er mere utjevnet mellom de registrerte artene, som følge av økt forståelse og erfaring med artsbestemmelsen.

Nærmere beskrivelse av metoder og identifikasjon av dinoflagellatcyster er beskrevet i Matsuoka & Fukuyo (2000).

Cysteutviklingen i de ulike fasene 1, 2 og 3 for de viktigste artene kan oppsummeres som følgende:

Fase 1: Svak gjennomsnittlig økning av totale cyster som har en topp i slutfasen på ca. 38000 per gram (5 cm dyp). Laveste registrerte totale cyster i sedimentkjernen er på ca 7900 per gram (7 cm dyp) vist i diagram A (fig. 8). Det er en prosentvis økning av *L. machaerophorum* gjennom hele fasen, og en reduksjon av *O. centrocarpum* og *P. dalei* både prosentvis og antall individer per gram (fig.8, B og C). Av *P. conicum* er det en prosentvis økning fra 8 cm dyp, men en reduksjon fra 6 cm dyp til slutten av fasen (fig. 9, F).

Fase 2: Utviklingen av totale cyster er fortsatt svakt økende. Her registreres en reduksjon av *L. machaerophorum*, og svak økning av *O. centrocarpum* og *P. dalei* tidlig i fasen. Utviklingen videre for *L. machaerophorum* viser en svak økning fra 4 cm kjernedyp, og for *P. conicum* er det en sterkere økning fra 3 cm dyp. Den prosentvise fordelingen mellom de tre viktigste cysteartene blir mer lik hverandre (fig. 8, C).

Fase 3: I siste fase fortsetter den svake økning av totale cyster som ender på ca 33000 cyster per gram opp mot overflaten av sedimentlaget (fig.8, A). Det er reduksjon av *L. machaerophorum* og av *P. conicum*. Ved 1,5 cm kjernedyp er konsentrasjonen av de tre viktigste cysteartene omtrent like store og utgjør til sammen 75 % av de registrerte artene (fig. 8, C). Deretter stabiliseres cysteartenes utvikling opp mot overflaten, med svak økning av *L. machaerophorum* og *P. dalei*.

5.2 Diagram over cysteutvikling

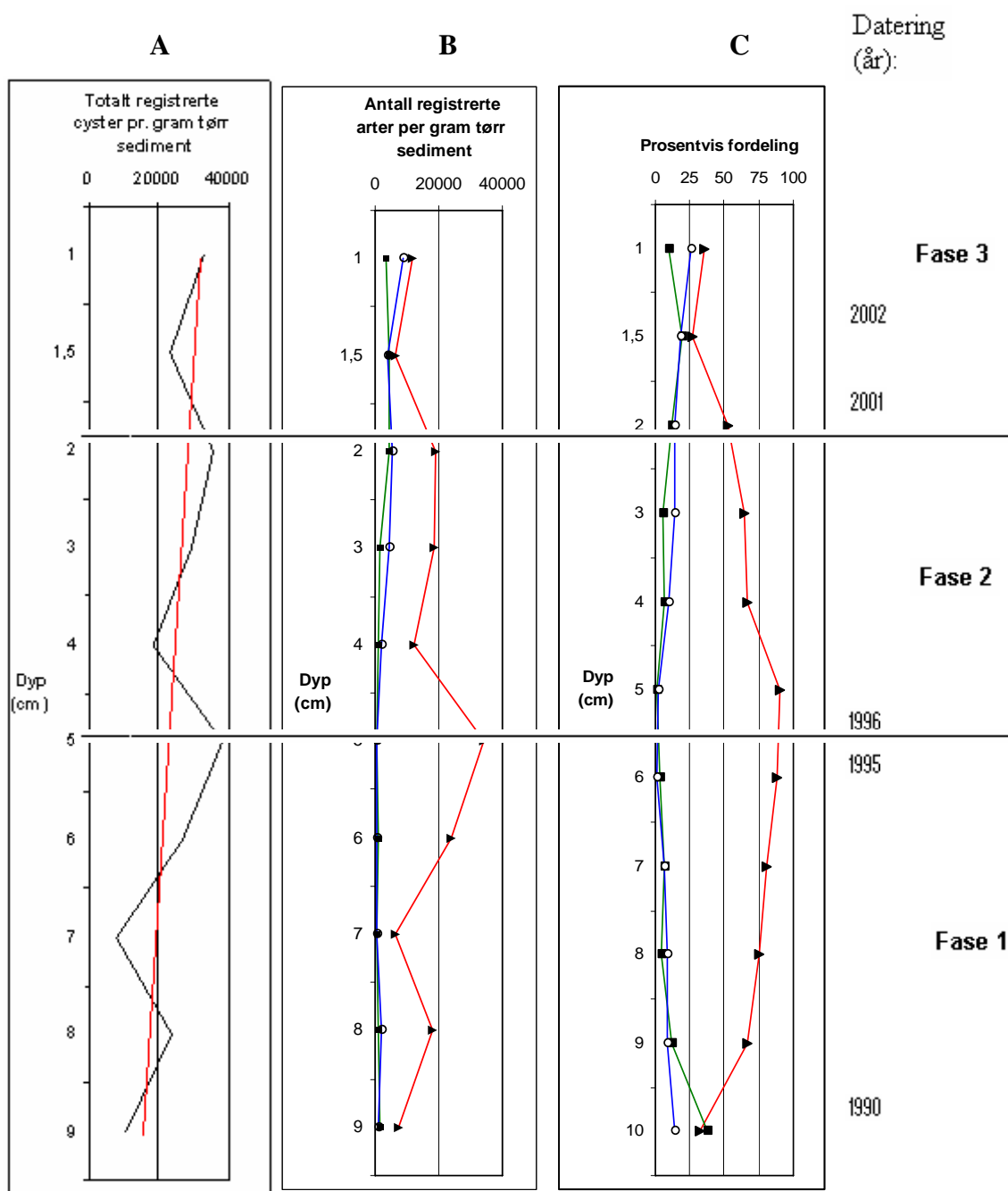


Fig. 8. Dinoflagellatcyster fra sedimentkjerne B04 i Bunnefjorden: Diagram A viser total cystekonsentrasjon, med gjennomsnittlig utvikling (rød linje). Diagram B viser konsentrasjon av arter per gram, og C viser prosentvis fordeling av de viktigste arter gjennom kjernen. I diagram C vises også den prosentvise fordelingen til prøve 11 (9 -10 cm dyp), dermed blir dateringslinjen noe forskjøvet.

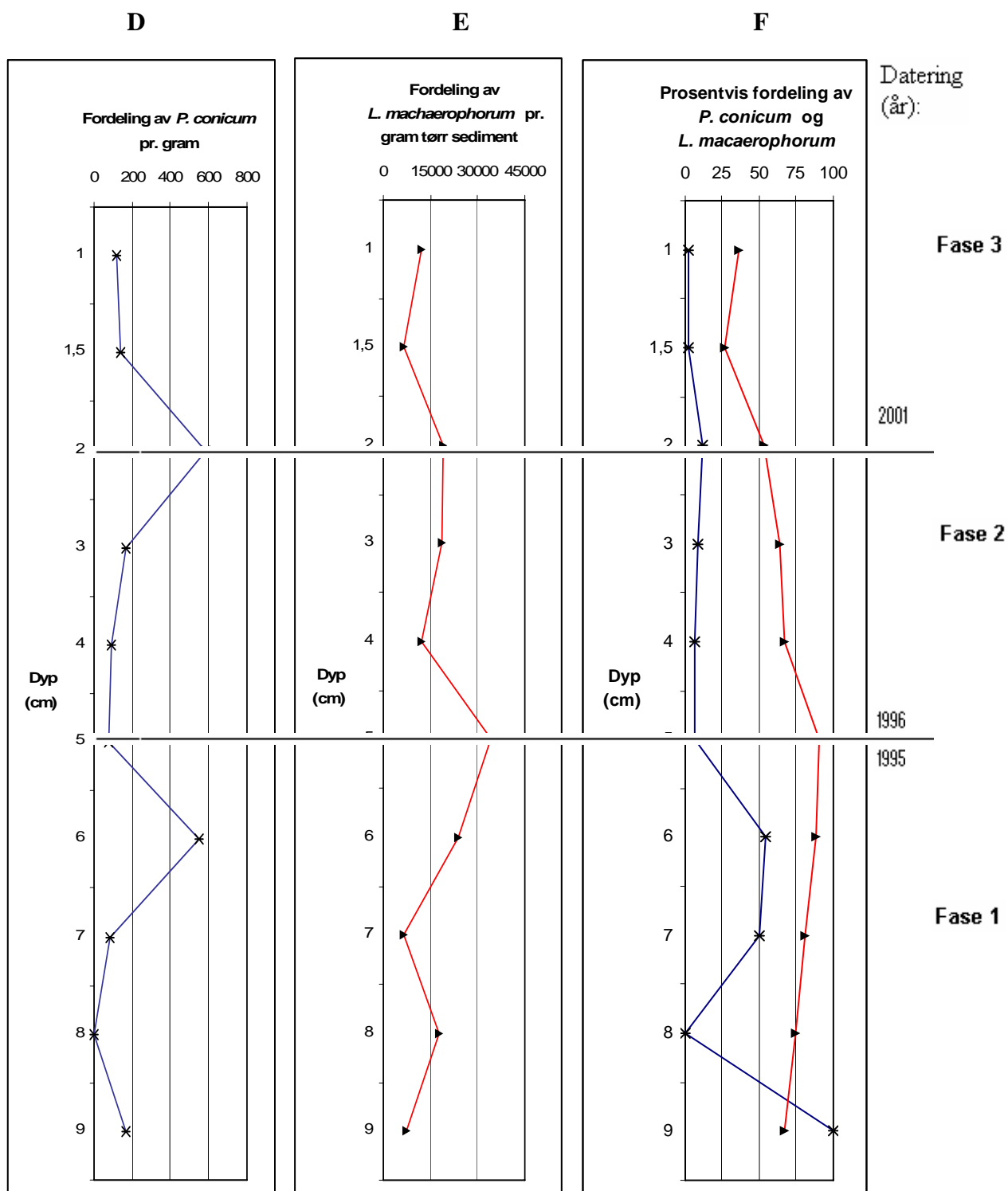


Fig. 9. Diagram D viser konsentrasjon av *Protoperidinium conicum* pr. gram tørr sediment, og E fordelingen av *L. machaerophorum* pr. gram tørr sediment. Diagram F viser den prosentvise fordelingen av *P. conicum* (mørk blå linje) sammenlignet med *L. machaerophorum* (rød linje).

5.3 Datamateriale fra sedimentkjerne B04 i Bunnefjorden, indre Oslofjord

Prøve:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Kjerneredyp:	0-1cm	1-1,5cm	1,5-2cm	2-3cm	3-4cm	4-5cm	5-6cm	6-7cm	7-8cm	8-9cm
Arter:										
<i>L. machaerophorum</i>	11939	6356	18909	18667	12258	34351	23664	6392	17839	7167
<i>O. centrocarpum</i>	3310	4379	4191	1417	1058	391	865	485	1005	1250
<i>P. dalei</i>	8629	4096	5166	4167	1764	626	314	485	2178	917
<i>Spiniferites spp.</i>	709	141	1754	1500	265	548	472	162	419	500
<i>Protoperidinium sp.</i>	6974	7203	4873	2167	1411	1408	1022	162	754	167
<i>Protoperidinium conicum</i>	118	141	585	167	88	78	550	81	0	167
<i>Ukjente cyster</i>	1537	1271	877	1500	1587	704	550	243	1591	667
Totalt:	33098	23447	35771	29417	18342	38029	26887	7929	23786	10667

Tabell 2: Antall registrerte cystearter pr. gram tørr sediment beregnet for hver av prøvene

Prøve:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Kjerneredyp:	0-1cm	1-1,5cm	1,5-2cm	2-3cm	3-4cm	4-5cm	5-6cm	6-7cm	7-8cm	8-9cm
Arter:										
<i>L. machaerophorum</i>	36,1	27,1	52,9	63,4	66,8	90,3	88	80,6	75	67,2
<i>O. centrocarpum</i>	10	18,7	11,7	4,8	5,8	1	3,2	6,1	4,2	11,7
<i>P. dalei</i>	26,1	17,5	14,4	14,2	9,6	1,6	1,2	6,1	9,1	8,6
<i>Spiniferites spp.</i>	2,1	0,6	4,9	5,1	1,4	1,4	1,8	2	1,8	4,7
<i>Protoperidinium sp.</i>	20,7	30,1	12	6,8	7,2	3,5	1,7	1	3,2	0
<i>Protoperidinium conicum</i>	0,4	0,6	1,6	0,6	0,5	0,2	2,1	1	0	1,6
<i>Ukjente cyster</i>	4,6	5,4	2,5	5,1	8,7	1,9	2	3,1	6,7	6,2
Totalt:	100	100	100	100	100	99,9	100	99,9	100	100

Tabell 3. Prosentvis fordeling av cyster i sedimentkjernen

6 Diskusjon og miljøtolkning

6.1 Diskusjon

Nedgang av total cysteproduksjon per gram fra ca. 90 000 i sedimentkjerner fra 1995 (Dale et al., 1998) til i underkant av 40 000 i B04 er et forventet kvantitativt resultat, som tyder på at vannkvaliteten i indre Oslofjord har blitt bedre i de siste 10 år. Årsaken til den gjennomsnittlige økning av total cysteproduksjon i B04 (fig. 8, A) er noe uklart, men kan være et resultat av de senere års milde vintrer med større avrenning til indre Oslofjord og dermed mer tilføring av oppløste næringsstoffer.

Sammenligning av sedimentkjernene B04 og B95 i vedlegg C (Dale et al., 1998) med utviklingen av cystekonsentrasjonene fra datering 1988 til 1995 i B95, der *P. Dalei* og er over 40 %, *O. centrocarpum* over 30 % og *L. machaerophorum* rundt 5 %, samsvarer ikke med B04. Det at resultatene ikke samsvarer er det ikke funnet noen forklaring på. Samsvar mellom B95 og B04 er derimot funnet for 4,5 cm kjernedyp i B95, og med beregnet sedimentasjonsrate på 0,6 cm/år kan dette dateres til 1988. Den prosentvise fordelingen mellom de tre cysteartene; *L. machaerophorum*, *O. centrocarpum* og *P. dalei* på 10 cm dyp i B04 (prøve 11), korresponderer med cyste data fra 4,5 cm kjernedyp i B95 (Thorsen & Dale, 1998).

Cystekonsentrasjonen i B04 viser at det er et homogent innhold av de viktigste artene gjennom sedimentkjernen, som muligens kan tyde på bioturbasjon (Matsuoka & Fukuyo 2000). Sedimentkjernen (fig. 6) består av dødt organisk materiale som tyder på anoksiske forhold som ikke skulle tyde noen forstyrrelser av lagene ved bioturbasjon. Men en kan ikke utelukke at det i korte perioder kan ha vært oksiske forhold like over sedimentoverflaten, slik at bioturbasjon kan ha forekommet i sedimentet.

Av ulike arter dinoflagellatcyster som er registrert i B04, er den dominerende konsentrasjon av *L. machaerophorum* et uventet resultat. Sammenlignet med kjerne B95 (vedlegg C) har det vært et skifte i cysteartenes sammensetning på 1990-tallet. Høy andel av *L. machaerophorum* er blitt tolket blant annet som et signal på eutrofiering i indre Oslofjord (Dale et al., 1998, 1994; Sprangers et al., 2004). Cysteutviklingen av denne arten i B04 kan være en indikator på

at det har vært økende eutrofiering fra tidlig på 1990-tallet og helt frem til 1995, da resultatene viser reduksjon igjen av *L. machaerophorum*.

Dinoflagellatcysten *L. machaerophorum* er å finne i tempererte områder med sommer temperaturer i sjøoverflaten på over 10°C (SST) og kan også være en indikator på økt overflatetemperatur (Thorsen, 1997), selv om en ikke skal se bort ifra at næringsstilførsel via terrestriell avrenning også kan ha innvirkning på konsentrasjonen. I følge grafen over daglig sjø temperatur observert fra Flødevigen forskningsstasjon, har det ikke vært noen temperaturendringer i perioden 1988-2004 som kan forklare trenden av *L. machaerophorum* i indre Oslofjord. Flere *Protoperdinium* arter når deres maksimum cystemengder under eller rett etter en topp av autotrofe biomasser (Kjæret, et al. 2000), som for eksempel *P. conicum*. Kurven for *P. conicum* samsvarer med kurven for *L. machaerophorum* (fig.9), noe som antakelig gir støtte for den registrerte cysteutviklingen av *L. machaerophorum* i sedimentkjerne B04. Sammenhengen mellom disse toppene av heterotrofe cystearter og oppblomstring av autotrofe arter er sannsynlig et resultat av at heterotrofe dinoflagellater beiter på diatomèer og autotrofe dinoflagellater og også på mindre flagellater (Dale et al., 2002).

Antropogen tilførsel på næringskonsentrasjon i indre Oslofjord har sannsynlig størst effekt på sensommerplankton som for eksempel den cysteprodukerende dinoflagellatarten til *L. machaerophorum*. Vårplankton som blant andre cystearten *P. dalei*, vil ha en naturlig ubegrenset tilgang på oppløste næringsstoffer under snøsmeltningen om våren og dermed være upåvirket av eutrofiering. Cystearten *L. machaerophorum*, er dermed begrenset av mengden av gjenværende eller resirkulerte næringsstoffer i vannet etter oppblomstring av vårplankton. Dette vil si at det er et næringsbegrenset system i indre Oslofjord (Paasche & Erga, 1988; Dale, 2001).

Under slike forhold er dette de ekstra oppløste næringsstoffer utover vårperioden som kan bidra til oppblomstringer av sommerplankton. I 1994 og 1995 var det flomperioder som førte til økende tilførsel av næringsstoffer til indre Oslofjord (Magnusson et al., 2004). Ut fra den estimerte dateringen av kjerne B04 er det i 1995 (fase 1) registrert den største konsentrasjonen(pr./g tørr sediment), av *L. machaerophorum* noe som stemmer overens med at arten trives med høye næringskonsentrasjoner i godt tempererte og stratifiserte vannmasser (Dale et al., 1998).

Med dypvannsfornyelsen i 1996 er det økning av alle de registrerte artene med unntak for *L. machaerophorum*. Antallet cystearter øker svakt i perioder etter 1996, noe som illustreres

godt i diagram B og C (fig.8). Av cystekonsentrasjon registrert hos *O. centrocarpum* skulle man forventet at denne, som er en indikator på miljøendringer (Thorsen et al., 1995; Dale, 1996, Dale et al., 2002), ville ha reagert med en økning like før økningen av *L. machaerophorum*, noe som var tilfelle i kjerne B95 (Dale et al., 1998). *O. centrocarpum* er kjent som en kosmopolitisk art, funnet i polare til ekvatoriske områder, fra brakkvannsmiljø til helt marine miljøer. I kjerne B04 er cystekonsentrasjonen av og *P. dalei* omtrentlig lik, og det er ingen økning av *O. centrocarpum* før *L. machaerophorum*. Det er usikkert hva årsakene til dette kan være.

Ferskvann og marine systemer har ulike nærings sykluser, som fører til forskjeller av N og P som begrensende komponenter. Fosfor antas generelt å være den begrensende komponent for primærproduksjon i ferskvann, og nitrogen antas generelt å være den begrensende komponent for primærproduksjon i marine systemer (Cloern, 2001). Her menes med begrensningen av en komponent, den begrensning på den potensielle raten for netto primærproduksjon. Indre Oslofjord er et estuarint økosystem som består av biogeokjemiske sykluser av både N og P i og med at det er en blanding av ferskt og marint vann. Overflatelaget består av nærmest ferskvann med brakkvannslag under, og med økende konsentrasjon av salinitet i vannmasser nedover mot dypet. Spørsmålet som reiser seg er: Hva er den viktigste begrensede faktoren for fytoplankton produksjon i indre Oslofjord? Muligheten for at både nitrogen og fosfor kan være begrensende faktorer for veksthastigheten i et naturlig miljø er tilstede, ved at det forekommer en blanding av forskjellige arter som kan ha forskjellige fysiologiske krav (Paasche, 1988). Et eksperiment i indre Oslofjord i juli (1988) viste at tilsetning av bare N ga større utslag i veksthastigheten på sensommer-planktonalger enn ved tilsetning både av N og P eller bare P (Paasche, 1988). Dette tyder på at det er nitrogen som er det stoffet som først blir brukt opp, og som er det begrensende næringsstoffet for fytoplankton i indre Oslofjord. Rensetiltak i indre Oslofjord har ført til økende N: P forhold målt i de øvre vannmassene (fig. 10 og 11). Det er først i den senere tid med nitrogenrensning fra 2001 at nitrogenkonsentrasjonen/mengdene begynner å avta i vannmassene (Magnusson et al., 2004). Sammenligner man diagram for målte konsentrasjoner av totalt N: P (fig. 10) i Bunnefjorden for perioden 1973 – 2004 (Magnusson et al., 2004), med cyste konsentrasjonen av *L. machaerophorum* samsvarer disse med hverandre. Dette kan tyde på at den cysteproduserende dinoflagellatarten tolererer et høyere N: P forhold enn andre dinoflagellatarter.

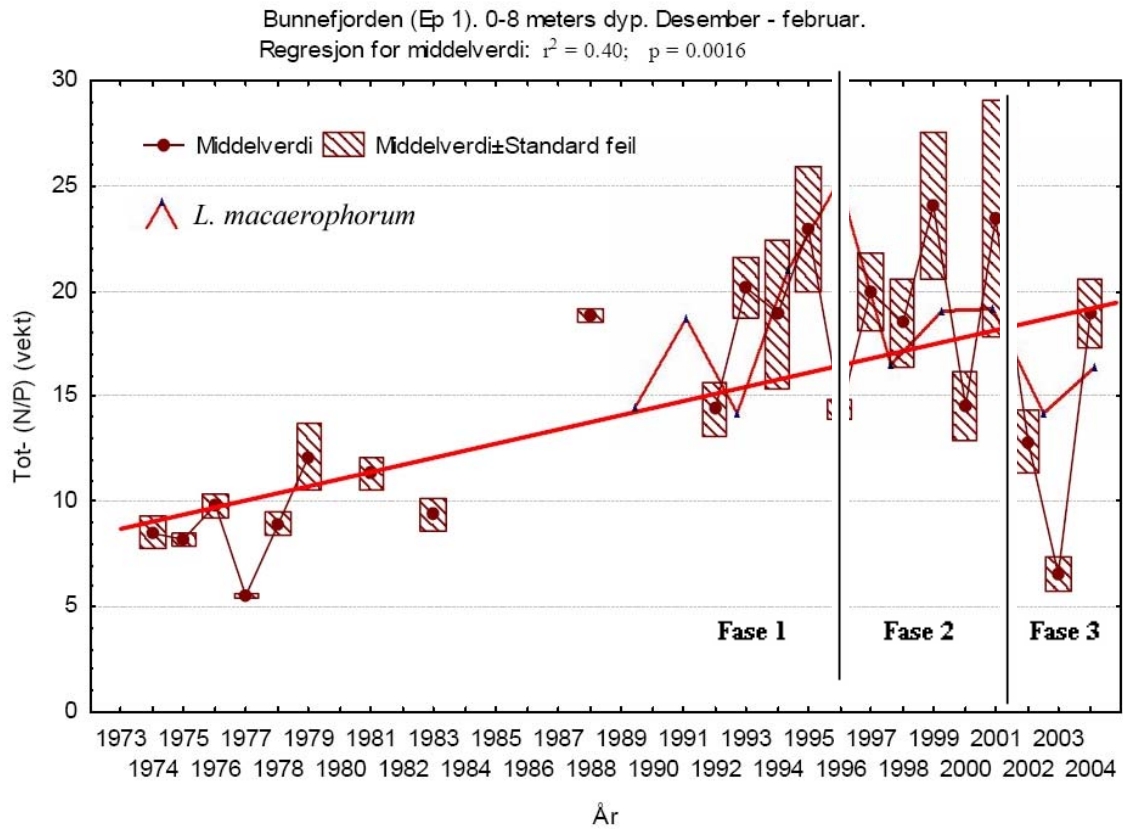


Fig. 10. Vinterobservasjoner av Tot- (N/P)-forholdet i Bunnefjorden (Ep1) i 0,4 og 8 meters dyp 1973 -2004. N/P forholdet har økt signifikant (Magnusson et al., 2004). Legg merke til kurven for *L. machaerophorum* per gram sediment.

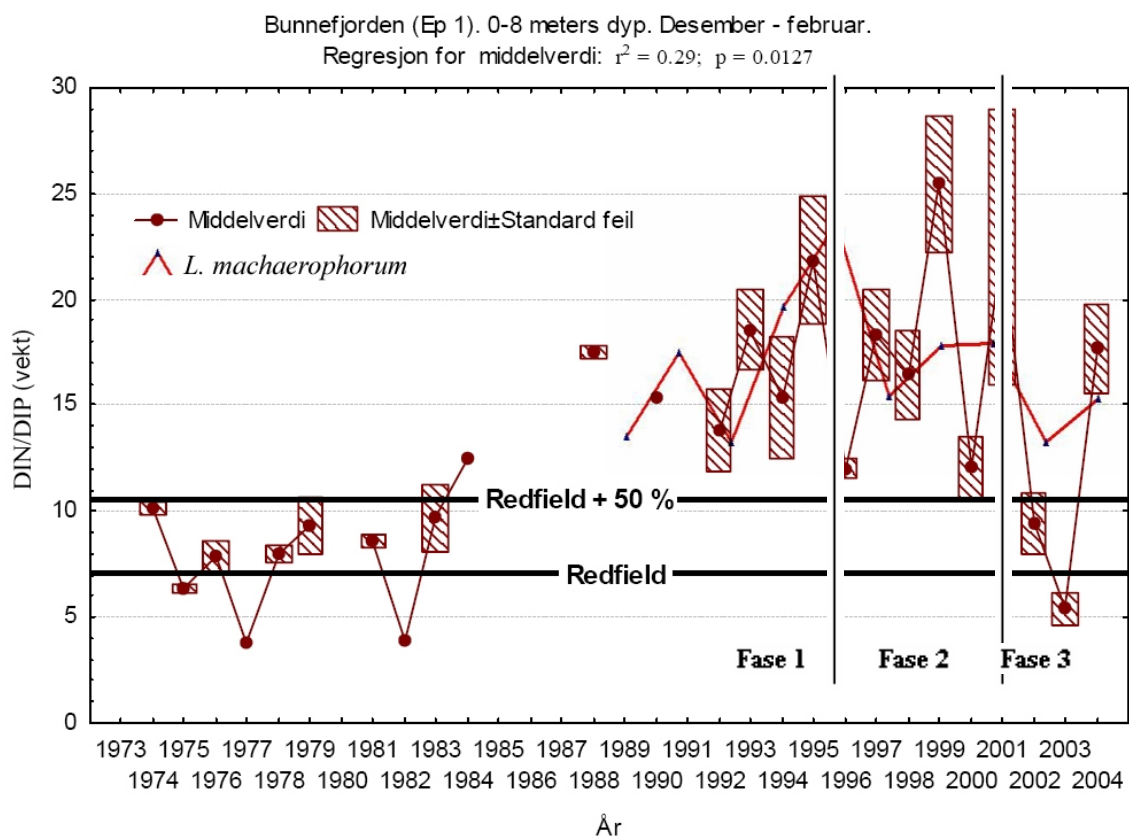


Fig. 11. Vinterobservasjoner av $\text{NO}_3 + \text{NO}_2 + \text{N} + \text{NH}_4\text{-N} / \text{PO}_4$ (DIN/DIP) i Bunnefjorden (Ep1) i 0,4 og 8 meters dyp 1973 -2004. N/P forholdet øker i perioden og ligger i 1992 -2001 50 % over Redfieldforholdet. Etter OSPAR (2001), (SFT, internettreferanse) vil et DIN/DIP- forhold større enn Redfieldforholdet + 50 % øke risikoen for oppblomstring av skadelige alger (Magnusson et al., 2004). Legg merke til kurven av *L. machaerophorum* per gram sediment.

Nytt dypvann til indre Oslofjord tilføres vanligvis vinterstid. Kalde vintre med relativt mye (lengre periode) nordlig vind begunstiger en slik transport. De i hovedsak milde vintrene på Østlandet siden 1988 har svekket denne transporten, noe som sannsynligvis forklarer den manglende forbedring av miljøet i Bunnefjorden (Magnusson et al., 2004). En annen forklaring kan være dårligere kvalitet på det innstrømmende vannet fra ytre Oslofjord. Forandrede klimaforhold vil også få følger for fjordens overflatelag.

Der det er registrert dypvannsfornyelse er det en reduksjon av *L. machaerophorum* slik som i 1996 og i 2000/2001. Med dypvannsfornyelse øker oksygenkonsentrasjonen i vannmassene, og reduksjon av *L. machaerophorum* er vist med piler (fig.12). Hvorfor det er reduksjon av arten i disse periodene er noe uklart, men det kan ha sammenheng med større konkurranse av andre arter og bedre levevilkår for predatorer. Ved dypvannsfornyelse blir næringsstoffer

tilført indre Oslofjord både av det innkomne sjøvannet og ved forløsning av næringsstoffer fra fjordbunnen. Dette burde sannsynligvis ha ført til en økning av *L. macaerophorum* istedenfor en reduksjon. Økningen av *L. macaerophorum* skjer i periodene mellom dypvannsfornyelser, og kan skyldes at denne sjiktingen som forekommer i vannmassene bidrar til å fremme bevegelige alger (flagellater) i planktonet på bekostning av ubevegelige alger. Slik at når natten kommer og de allikevel må avbryte fotosyntesen, forlater dinoflagellaten det øvre vannsjikt for å samle næringsstoffer i vannmassene lengre ned (Paasche, 1988). Denne næringspumpe-mekanismen kan være viktigere enn resirkulering av næringsstoffer ved en dypvannsfornyelse.

Reduksjonen i total cystekonsentrasjonen per gram (fig. 8) like etter en dypvannsfornyelse kan ha noe med at tyngre miljøgifter kommer i sirkulasjon i vannmassene ved dypvannsfornyelse, noe som ikke er så gunstig for dinoflagellater (Sætre et al. 1997).

Nedgang av cystekonsentrasjon og et skifte til mer heterotrofe dinoflagellat arter i industriforurensset fjord, er sannsynligvis ikke tilfelle for indre Oslofjord, i og med at økende gjennomsnittlig total cysteproduksjon og med en såpass stor andel av den autotrofe *L. machaerophorum* (i forhold til andre registrerte cystetyper) indikerer mer eutrofe forhold (fig. 8,9 og tabell 2).

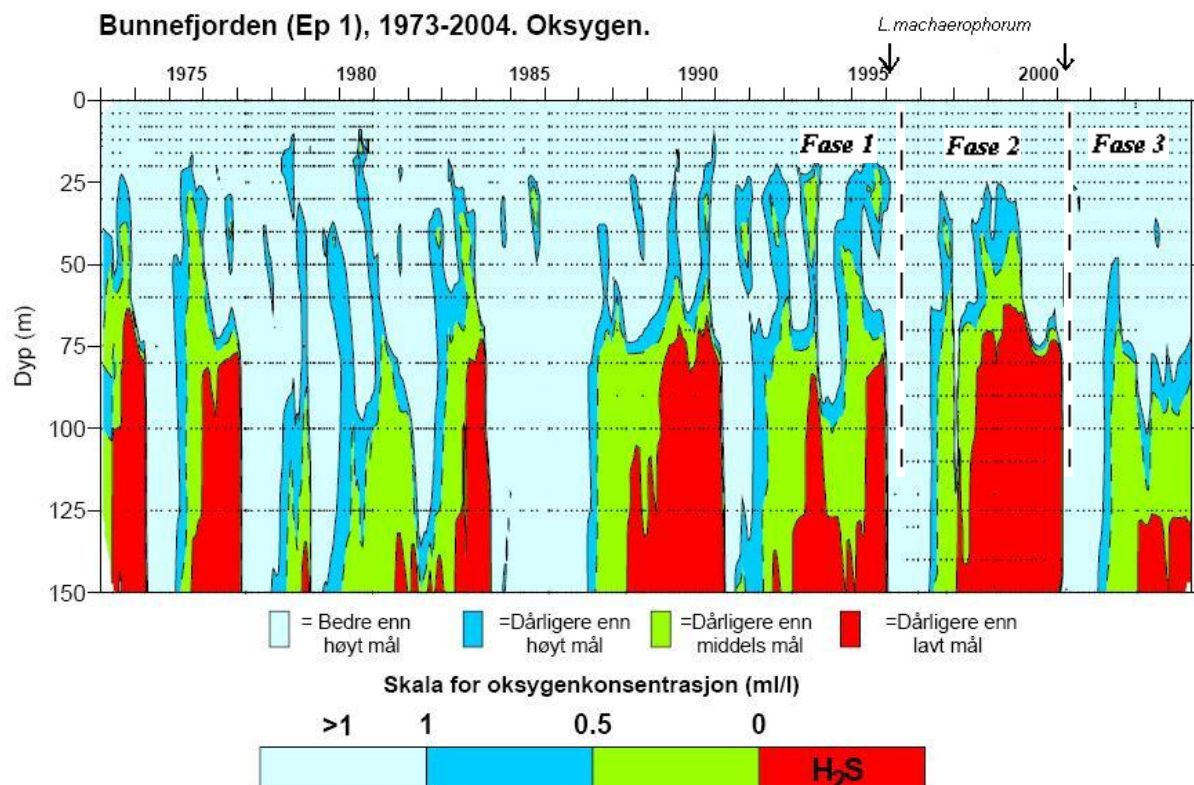


Fig. 12. Oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjorden (Ep 1) 1973 -2004 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen. Målene er tatt frem for dypvannet. Når de ikke oppfylles for vannmassene mellom 20 -60 meters dyp er dette et dårlig tegn (Magnusson et al., 2004). Reduksjon av *L. machaerophorum* er vist med piler.

I følge NIVAs toktrapport (Magnusson et al., 2004) var det større vannutskiftninger i Bunnefjorden vinteren 1995/96, og 2000/2001. Dette samsvarer med nedgang av cystekonsentrasjon av dinoflagellatcysten *L. machaerophorum* (fig.12, markert med piler). I disse periodene er det et økende antall individer av *O. centrocarpum*, *P. dalei*, *Protoperidinium sp.* og *Spiniferites arter* fra 5 cm sedimentdyp (fig. 8, B, C og tabell 2). Dette kan tyde på at ved dypvannsfornyelse skjer det en bedring av vannkvaliteten, som medfører økning av flere dinoflagellatarter.

Langtransporterte forurensninger kan også få betydning for indre Oslofjord Et eksempel på dette, var da restkonsentrasjoner av nitrat i flomvann fra Tyskebukta ble observert i ytre Oslofjord helt inn til Drøbakerskelen i april 1995. Både klimaendringer og en eventuell økt lokal flomfrekvens, samt en økning av tilførsler av næringssalter fra kontinentet, vil ha betydning for effekten av de lokale tiltakene som gjennomføres i indre Oslofjord (Magnusson et al., 2004).

Økt vintertemperatur kan endre på overløpsforhold, og kan også forårsake økt eksport av organisk N og C til marine områder. For eksempel, for nedbørsfelt i Norge ga en økning av vintertemperaturen assosiert med økt nedbør og en høy North Atlantic Oscillation (NAO) indeks et skifte i den årlige fluks av N til kystområder fra vårperioden til langt utpå vinteren (Hessen, 2004).

Mer nedbør og høyere temperaturer ved en økning av drivhuseffekten på grunn av menneskeskapte utslipp av klimagasser er prognosen for Norge som helhet de neste 50 år, men endringene vil ikke være jevnt fordelt utover landet. Realistiske scenarier for Oslo-området basert på Forskingsrådets prosjekt RegClim viser en økning av temperaturen på om lag 1 C ved år 2050. Nedbøren ventes også å øke over det meste av landet, men ikke for Oslo-området (Engen-Skaugen 2004). Samlet sett virker dette til å redusere tiden marka er snødekt (Vikhamar Schuler et al. 2006), slik at avrenninga til fjorden vil foregå lenger utover høsten og snøsmeltinga vil starte tidligere om våren. Det er uvisst om dette får en merkbar innvirkning på forurensningssituasjonen i fjorden.

6.2 Miljøtolkning av fasene 1, 2 og 3

Fase 1 representerer perioden datert fra ca 1989 til 1996. Økning av *L. machaerophorum* samtidig med reduksjon av *O. centrocarpum* og *P. dalei* kan tolkes som en forverring av vannkvaliteten. Den dårligere vannkvaliteten kan knyttes opp mot de milde vintrene i perioden 1988-1994. Dette synes å ha hatt størst betydning for Bunnefjorden.” I 1994 og 1995 var det flomår på Østlandet som medfører økt tilførsel av næringsstoffer til indre Oslofjord, noe som begunstiger vekst av den cysteproduserende dinoflagellaten til *L. machaerophorum* (fig. 8) er som maks antall registrerte cyster i sedimentkjernen. Økt utvikling av stratifiserte vannsjikt og økning av N: P forholdet i denne perioden kan tolkes som viktige faktorer for endringer av cystesamfunn. Dette kan sannsynligvis ha sammenheng med artenes toleransegrense med hensyn til næringskonsentrasjon og temperatur.

Fase 2 Perioden dateres fra 1996 til 2000/2001. Cysteutviklingen fra 1996 kan muligens ha sammenheng med dypvannsfornyelse i 1996. Avtagende cystekonsentrasjon av *L. machaerophorum* og økning av *O. Centrocarpum* og *P. dalei* kan tyde på større konkurranse

mellom artene. Dypvannsfornyelsen fører sannsynlig til blanding mellom nytt oksygenrikt sjøvann og ”gammelt” oksygenfattig vann. Blandingen resulterer i mindre stratifiserte vannsjikt, minkende N: P og muligens lavere temperatur. Avtagende N: P forhold ned mot mer normalt i 1996 (fig. 10). Den endringen som har funnet sted mellom disse variablene gjør det mer levelig for andre organismer. Den økte konkurransen mellom artene og økningen av predatorene kan ha sammenheng med nedgangen av *L. machaerophorum*. Mindre ekstreme cystekonsentrasjoner fra ulike dinoflagellater preger hele perioden fra 1996 til 2000/2001, og kan tolkes som en indikator for bedre vannkvalitet. Økning av totalt cysteproduksjon kan tyde på gode næringsforhold i Bunnefjorden. Dette støttes også av en svak økning av *L. machaerophorum*.

Fase 3 er perioden fra 2000/2001 til 2004 Cystekonsentrasjonen per gram tørr sediment av *O. centrocarpum* og *P. dalei* stabiliserer seg, mens den øker svakt prosentvis fra 2000/2001, samtidig som *L. machaerophorum* avtar. Denne cysteutviklingen kan ha noe med dypvannsfornyelsen (2000/2001) å gjøre, som er lik utviklingen under dypvannsfornyelsen i 1996 (fase 2). Fra 1,5 cm dyp og opp mot sediment overflaten har *P. dalei* og *L. machaerophorum* jevn stigning, mens *O. centrocarpum* viser noe nedgang i antall individer. Denne siste utviklingen av kaldtvannsarten; *P. dalei* kan være en følge av dypvannsfornyelsen 2001/2002. Markant endring i retning av jevnere konsentrasjon mellom artene kan være et resultat av at N: P forholdet normaliseres, siden siste nitrogenrensning på Bekkelaget renseanlegg kommer i gang (2001). Den laveste cystekonsentrasjon av *L. machaerophorum* i 2001/2002 (fig. 8, B og C), og kan være et resultat av hydrokjemiske endringer i vannmassene. Nitrogenkonsentrasjonen i vannmassene begynner å vise noe nedgang, og en får en utvikling mot lavere og mer normalt N: P forhold som flere arter tolererer.

Generelt for alle fasene: Den markante (prosentvise) økningen av cysteutviklingen av *L. machaerophorum* og reduksjon av artene *O. centrocarpum* og *P. dalei* frem mot 1996 (fase1), kan relateres til en vesentlig hydrokjemisk forandring i vannmassene (fase 1), spesielt N: P forholdet. At det etter den tid flater noe ut og en ser en jevnere fordeling av artene (fase 2) kan skyldes at artene etter hvert tilpasser seg de endrede hydrokjemiske forholdene. Likeså kan endring av cystesamfunn rundt 2001/2002 relateres til en ny endring av N: P forholdet, da nitrogenrensetiltakene i indre Oslofjord synes å virke. Fra 1996 registreres en prosentvis tilnærming mellom cysteartene, som kan tolkes som bedring av vannkvaliteten.

6.3 Sammenligning med tidligere forskningsarbeid

Når en ser på muligheten for påvirkning av tyngre miljøgifter ved industriell forurensning i indre Oslofjord, ville det ha vært en reduksjon i gjennomsnittlig total cystekonsentrasjon (Sætre, et al., 1997; Thorsen, 1997), noe som sannsynligvis ikke er tilfelle ut fra resultatet i sedimentkjerne B04.

Cyster er indikatorer på klimaforandringer i de siste få hundre år (Thorsen et al., 1995; Dale, 1996). Nordåsvannet, nord for Bergen, viste relativ stor mengde av arten *L. machaerophorum* som under et varmere klima i mellomalderen (Thorsen & Barrie, 1997), men en kan ikke utelukke næringstilførsel som kommer fra overløp (eks. flom) og renner ut i vannet. For eksempel har prosentvis økning av *L. machaerophorum*, blitt knyttet til både eutrofiering (Dale & Fjellså, 1994) og til varmere sjøoverflate temperatur (Thorsen et al., 1995; Dale, 1996). Økt nedbør i det 17 århundre førte muligens til et skifte til en minkende cystekonsentrasjon i Nordåsvannet, med et skifte til en prosentvis økning av heterotrofe arter i Grimstadfjorden. Sammenlignet med en annen forurenset fjord (Sætre et al., 1997) var det en topp av *O. centrocarpum*, som muligens reflekterte den første responsen på forurensning på midten av 1800-tallet, deretter ble det lav konsentrasjon av denne arten, samtidig med en økning av den mest kosmopolitiske heterotrofe arten, *P. conicum* omkring 1930, før en sannsynligvis relativ høy prosentandel av *L. machaerophorum*. Økning av *Protoperidinium conicum* i B04 samsvarer med resultatene fra Nordåsvannet, da de viser prosentvis økning med økt nedbør og flom i perioden rett før datering 1995 i fase 1. I fase 2 kan denne svakere økningen av arten skyldes økning av *L. machaerophorum* som de beiter på (Kjæret et al., 2000).

7 Konklusjon

- Forventet nedgang av total cysteproduksjon per gram fra ca. 90 000 (B95) til underkant av 40 000 i B04, tyder på at vannkvaliteten i indre Oslofjord har blitt bedre, etter 1995 og frem til 2004..
- Det viser seg at økningen av *L. machaerophorum* sannsynligvis har sammenheng med utviklingen av økt N: P forhold.
- Økt cysteproduksjon av *L. machaerophorum* indikerer nødvendigvis ikke eutrofiering i indre Oslofjord, men kan være en indikasjon på hydrokjemiske endringer i vannmassene.

Figurliste og tabell oversikt

Satelittbilde på forside er et tatt 31.7.1999, hentet fra www.norgebilder.no

Figurliste:

Fig. 1. Oversikt over Oslofjorden, med indre Oslofjord innfelt.

Figur 2: Indre Oslofjord der sedimentkjernene B04 og B95 er lokalisert (modifisert fra Dale et al., 1998).

Figur 3. Elektronisk sjøkart over Bunnefjorden som viser posisjon av sedimentkjerne B04 og B95.

Figur 4: Grov skisse over indre Oslofjord som viser hydrografien og lagdelte sjikt i vannmassene, samt noen av de store elvetiløpene.

Figur 5: Viser påvirkning av vind og strømforhold på vannsirkulasjonen (modifisert fra Madsen, 1990).

Figur 6. Beskrivelse av sedimentkjerne B04.

Figur 7. Viser fortynningsprosedyren under prepareringsarbeidet og uttak av prøvemateriale.

Figur 8. Dinoflagellatcyster fra sedimentkjerne B04 i Bunnefjorden: Diagram A viser total cystekonsentrasjon, med gjennomsnittlig utvikling (rød linje). Diagram B viser konsentrasjon av arter per gram, og C viser prosentvis fordeling av de viktigste arter gjennom kjernen. I diagram C vises også den prosentvise fordelingen til prøve 11 (9 -10 cm dyp), dermed blir dateringslinjen noe forskjøvet.

Fig. 9. Diagram D viser konsentrasjon av *Protoperidinium conicum* pr. gram tørr sediment, og E fordelingen av *L. machaerophorum* pr. gram tørr sediment. Diagram F viser den prosentvise fordelingen av *P. conicum* (mørk blå linje) sammenlignet med *L. machaerophorum* (rød linje).

Figur 10. Vinterobservasjoner av Tot- (N/P)-forholdet i Bunnefjorden (Ep1) i 0,4 og 8 meters dyp 1973 -2004. N/P forholdet har økt signifikant (Magnusson et al., 2004, fig. 62,s.66). Legg merke til kurven for *L. machaerophorum* per gram sediment.

Figur 11. Vinterobservasjoner av $\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{N}+\text{NH}_4\text{-N}/\text{PO}_4$ (DIN/DIP) i Bunnefjorden (Ep1) i 0,4 og 8 meters dyp 1973 -2004. N/P forholdet øker i perioden og ligger i 1992 -2001 50 % over Redfieldforholdet. Etter OSPAR (2001) vil et DIN/DIP- forhold større enn Redfieldforholdet + 50 % øke risikoen for oppblomstring av skadelige alger. (Magnusson et al., 2004, fig.63,s 66). Legg merke til kurven av *L. machaerophorum* per gram sediment.

Figur 12. Oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjorden (Ep 1) 1973 -2004 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen. Målene er tatt frem for dypvannet. Når de ikke oppfylles for vannmassene mellom 20 -60 meters dyp er dette et dårlig tegn (Magnusson et al., 2004, fig.26,s.34).

Tabell oversikt:

Tabell 1: Posisjonskoordinater, vanndyp for sedimentkjernene B95 og B04, og tidspunkt for når kjernene er tatt.

Tabell 2: Antall registrerte cystearter pr. gram tørr sediment beregnet for hver av prøvene

Tabell 3. Prosentvis fordeling av cyster i sedimentkjernen

Referanser

Cloern J. E.; *Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem*, Mar. Ecol. Prog. Ser. 210: 223-253, 2001

Dale B. 2001; *The sedimentary record of dinoflagellate cysts: looking back into the future of phytoplankton blooms*. SCI. Mar., 65 (Suppl.2): 257-272.

Dale B., 1996; Chapter 31. *Dinoflagellate cyst ecology: Modelling and geological applications*. In: Jansonius J & McGregor D. C. (ed), *Palynology: principles and applications*; American Association of Stratigraphic Palynologists Foundation, Vol. 3:1249-1275.

Dale B, Dale A. L., Fred Jansen J. H. 2002. *Dinoflagellate cysts as environmental indicators in surface sediments from the Congo deep sea fan and adjacent regions*. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 185. *Palaeo*: 309-338.

Dale B. & Dale A. L., 2002. Kap. 10. *Environmental applications of dinoflagellate cysts and acritarchs*. In: Haslett S. K (red.), *Quaternary Environmental Micropalaeontology*. Arnold Ltd. London: 31 pp.

Dale B., Thorsen T.A. & Fjellså A., 1998. *Dinoflagellate Cysts as Indicators of cultural eutrophication in the Oslofjord, Norway*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 48: 371-382.

Dale B., & Fjellså A., 1994. *Dinoflagellate cysts as paleoproductivity indicators: State of the art, potential and limits*. NATO ASI Series, Vol. I 17. 521- 537.

Dale B., 1983. *Dinoflagellate resting cyst: "benthic plankton"*. I Fryxell G. A.(red.), *Survival strategies of the algae*. Cambridge University Press, London, Ch. 4: s. 69-144.

Engen-Skaugen, T. 2004. *Refinement of dynamically downscaled precipitation and temperature scenarios*. met.no report, no. 15/2004, 20 pp.

Fisher T. R., Melack J. M., Grobbelaar J. U. & Howarth R. W. 1995. Chap 18. *Nutrient Limitation Of Phytoplankton And Eutrophication Of Inland, Estuarine, And Marine Waters.*, In; Phosphorus in the Global Environment. SCOPE 54: 22 p.

Hessen D. O., 2004. *A freshwater perspective on climate variability and its effect on marine ecosystems* I Stenseth N. C., Ottersen G., Hurrell J. W., Belgrano A. (red). Marine Ecosystems and Climate Variation. Oxford University Press:159-163.

Kjæret A. H., Naustvoll L.-J. & Paasche E. 2000. *Ecology of the heterotrophic dinoflagellate genus Protoperidinium in the inner Oslofjord (Norway)*, Sarsia 85: 453-460

Lewis J. & Hallett R., 1997. *Lingulodinium Polyedrum (Gonyaulax polyedra) ablooming dinoflagellate*. Oceanography and Marine Biology, Volume 35: 97-161.

Madsen A., 1990. *Dinoflagellatcyster i sediment som eutrofieringsindikator i Bunnefjorden, indre Oslofjord*. Cand Scient. Oppgave ved Geologiske Institutt, Universitetet i Oslo: 92 pp.

Magnusson J., Andersen T., Amundsen R., Berge J. A., Bjerkeng B, Gjøsæter J., Johnsen T., Lømsland E. R., Paulsen Ø. & Schøyen M., 2004. *Overvåkning av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord 2004*. Norsk institutt for vannforskning (NIVA): 89 pp.

Matsuoka, K. 1999. *Eutrophication process recorded in dinoflagellate cyst assemblages- a case of Yokohama Port, Tokyo Bay, Japan*. The Science of the Total Environment, 231: 17-35

Matsuoka, K. & Fukuyo, Y., 2000. *Technical guide for modern dinoflagellate cyst study*. WESTPAC-HAB: 77 pp.

Molvær J. (NIVA), Velvin R. (Akvaplan-niva), Berg I. (Akvaplan-niva), Finnesand T. (SFT) og Bratli J. L. (SFT), 2003. *Resipientundersøkelser i fjorder og kystfarvann – EUs avløpsdirektiv, Statens forurensningstilsyn (SFT)*, TA-nummer 1890/2002: 55 s.

Nixon, S. W., 1995. *Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns*. *Ophelia* 41: 199-219.

Paasche, E., 1988. *Fosfor, nitrogen og vekst av marint fytoplankton*, Norsk vannforening, VANN- Nr 3B: 546-554.

Paasche, E & Erga S. R., 1988. *Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton in the inner Oslofjord (Norway)*. *Sarsia* 73: 229-243

Paerl H. W., 1995. *Coastal eutrophication in relation to atmospheric nitrogen deposition: current perspectives*. *Ophelia* 41: 237-259.

Pospelova V., Chumura G. L., Boothman W. S. & Latimer J. S. 2002; *Dinoflagellate cyst records and human disturbance in two neighboring estuaries, New Bedford Harbor and Apponagansett Bay, Massachusetts USA, 2002*.

Sprangers M., Dammers N., Brinkhuis H., van Weering T.C.E., Lotter A. F., 2004. *Modern organic-walled dinoflagellate cyst distribution offshore NW Iberia; tracing the upwelling system*. *Review of Palaeobotany & Palynology* 128: 97-106.

Sætre M. M. L., Dale B., Abdullah M. I. & Sætre G.-P., 1997: *Dinoflagellate Cyst as Potential Indicators of Industrial Pollution in a Norwegian Fjord*. *Marine Environmental Research* 44(2): 167-189.

Tagarona J., Warnaar J., Boessenkool K.P., Brinkhuis H., Canals M., 1999; *Recent dinoflagellate cyst distribution in the North Canary Basin, NW Africa*. *Grana* 38, (2-3): 170-178.

Thorsen T. A, Dale, B. & Nordberg, K., 1995; *'Blooms' of the toxic Dinoflagellate Gymnodinium catenatum as evidence of climatic fluctuations in the late Holocene of southwestern Scandinavia*. *The Holocene*, 5(4): 435-446

Thorsen T. A. & Dale, B., 1997; *Dinoflagellate cysts as indicators of pollution and past climate in a Norwegian fjord*. *The Holocene* 7: 433-446.

Thorsen T.A., 1997; *Dinoflagellate Cysts as Indicators of climatic change and human influence in Scandinavian Coastal Waters*. Doktorgradsavhandling ved Institutt for geologi, Universitetet i Oslo.

Thorsen T. A. & Dale, B., 1997; *Climatically influenced distribution of *Gymnodinium catenatum* during the past 2000 years in coastal sediments of Southern Norway*, Submitted to *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeocology*. Doktorgradsavhandling av Thorsen T.A., 1997. Paper II: 33 sider

Vikhamar Schuler, D.S. Beldring, E.J. Førland, L.A. Roald, T. Engen-Skaugen. 2006. *Snow cover and snow cover equivalent in Norway – current conditions (1961-1990) and scenarios for the future (2071-2100)*. met.no rapport, no. 1/2006, 34 pp.

Internett referanser

Botanisk og plantefysiologisk leksikon.
<http://biologi.uio.no/plfys/haa/leks/f/fytoplankton.htm>

Flødevigen forskningsstasjon, temperaturgraf;
<http://www.efan.no/Tempgraph/graph.php?T1m=ON&Tavg=ON&SAYear=2006&EAYear=2006&SMonth=3&SEYear=1988&EMonth=10&EYear=2004>

Miljøforum, red. Thoresen T. A.;
http://www.uio.no/miljoforum/natur/fj_hav/prim.shtml

Regclim; <http://regclim.met.no/>

Statens Forurensningstilsyn, TA-1890/2003: *Resipientundersøkelser i fjorder og kystfarvann – EUs avløpsdirektiv*:
<http://www.sft.no/publikasjoner/vann/1890/ta1890.pdf>

Teknisk museum; <http://www.tekniskmuseum.no/no/utstillingene/akerselva/miljoe.htm>

Wikipedia; <http://no.wikipedia.org/wiki/Oslofjorden>

Vedlegg A: Beskrivelse av dinoflagellat arter

Informasjonen av dinoflagellatcystene er hentet fra Pangeae Dino atlas.

PANGAEA Dino Atlas; <http://www.pangaea.de/Projects/Dino-Atlas/dinoflagellates.html>

Lingulodinium machaerophorum (Deflandre et Cookson 1955) Wall 1967



Description: Chorale cyst with a spherical body, a microgranulate to granulate wall surface and randomly distributed hollow processes. The endophragm is thicker than the periphragm. The processes are striated at their base and distally closed. The surface of the process is smooth for most of its length, but may be covered in granules at the base and at the tips. The granulation of the periphragm is coarser on the conical base of the processes. Process form greatly varies from short and rounded tips to long and acuminate tips (Lewis and Hallett, 1997). Archeopyle consists of the loss of between one (3'') to five precingular plates (1'' to 5'').

Dimensions: Cyst body diameter: 31 to 54 μm ; length of processes: 2 to 21 μm .

Distribution: *L. machaerophorum* has been recorded in coastal sediments from the subtropical to tropical Southern Hemisphere and from tropical to temperate regions of the Northern Hemisphere. This taxon has not been (with one exception) recorded from sediments from open oceanic regions. It dominates the association from the northern African and southern European Atlantic shelves, as well as in the North African coastal upwelling regions and near the Congo outlet. Although *L. machaerophorum* has occasionally been found in sites with mean winter temperature as low as -1.5°C , it is very rare in areas with SST below 10°C (temperature range -1.5°C winter SST- 29.1°C summer SST). It is distributed within a very broad salinity range and has been recorded from brackish to fully marine environments, with salinity ranging between 16.9 and 36.7 (spring SSS and summer SSS). Highest relative abundances are found in areas with SSS above 36 and also observed in environments with intermediate/low phosphate and nitrate concentrations although it has not been documented

from areas with surface waters depleted in nutrients. Nutrient ranges are between 0.1 and 0.7 μM (phosphate) and 0.1 and 7.8 μM (nitrate).

Comparison with other records: *L. machaerophorum* was described from Australian Eocene sediments (Deflandre and Cookson, 1955). Recently, the physiology, morphology and ecology of *Lingulodinium polyedrum* (producing *L. machaerophorum*) have been reviewed by Lewis and Hallett (1997). They observed that *L. polyedrum* usually occurs in the water column during late summer, which suggests that summer temperatures could be a controlling factor. *L. machaerophorum* is generally reported to be restricted to regions with summer temperatures above 10-12°C (e.g. Turon, 1984; Bakken and Dale, 1986; Edwards and Andrieu, 1992; Dale, 1996; Rochon et al., 1999). Lewis and Hallett (1997) note, however, that water temperature as low as 4°C do not constitute a bar for survival of the cysts. The present results subscribe to these findings, with *L. machaerophorum* not being observed (with exception of four single cyst records) in regions with summer surface temperatures below 12°C but with winter temperatures of less than 0°C.

Both culture experiments and field observations within the water column confirm a broad tolerance of *L. polyedrum* for salinity and has been grown in culture in salinities ranging from 10 to 40. Its cysts have been recorded from surface sediments from regions with SSS as low as 5 (e.g. McMinn, 1990, 1991; Dale, 1996; Persson et al., 2000).

The range given in this paper represents an underestimation of its real tolerance because of the absence of samples from regions with SSS below 16. A relationship between a reduction of process length of *L. machaerophorum* have been documented in relationship with reduced salinities (e.g. Wall and Dale, 1973; Turon, 1984; Nehring, 1994a, b; Dale, 1996; Hallett, 1999; Ellegaard, 2000). Within culture experiments, specimens with reduced spines were present in all studied salinity concentrations but were dominating relative to specimens with large processes at low salinity concentrations and to a lesser extent at high salinity concentrations (Hallett, 1999)

The occurrence of *L. machaerophorum* is often related to eutrophic conditions in the upper-water column (e.g. Eppley and Harrison, 1975; Dale, B. and Fjellså, 1994; Lewis and Hallett, 1997; Targarona et al., 1999). Several red-tide situations, caused by blooms of *L. polyedrum* as well as increased cyst concentrations in fossil sediments can be related to (anthropogenic) nutrient input. It seems, therefore, that *L. polyedrum* requires high nutrient levels (Lewis and Hallett, 1997). However, Lewis and Hallett (1997) also report, that it can bloom in nutrient-depleted surface waters. They suggest that its vertical migration and its ability to uptake nutrients in the dark allow successful competition in these nutrient depleted waters. This

observation suggests that its distribution does not have to be restricted to areas with high nutrient concentrations in surface waters. In the dataset presented herein, *L. machaerophorum* is not, or in very low amounts, observed in regions with high nitrate and phosphate concentrations in surface waters such as the Benguela upwelling area, the Arabian Sea, or the frontal systems in the vicinity of the Antarctic Circumpolar Current (ACC). Waters of the ACC, however, are characterised by temperatures of less than 10°C and might therefore be unfavourable for *L. machaerophorum* to be produced. Lewis and Hallett (1997) suggest that turbulence might be a cause for the absence of *L. machaerophorum* in sediments of the Peruvian upwelling area (Lewis et al., 1990; Biebow, 1996); this could also be a possible explanation for the Benguela region. However, high abundances of *L. machaerophorum* are found near the active upwelling cells along the NW African coast (Targarona et al., 1999). In general, blooms of *L. polyedrum* are typically observed during periods with warm water conditions and a stratified water column (for instance calm periods between upwelling events (e.g. Eppley and Harrison, 1975; Lewis et al., 1985; Marasovic, 1989; Marasovic et al., 1991; Lewis and Hallett, 1997). Extreme high concentrations of cysts have been found in areas with typical (seasonally) stratified water columns such as fjords, bays, sea lochs and shelf seas such as the Persian Gulf (e.g. Reid, 1972; Bradford and Wall, 1984; Dale, 1985; Lewis, 1988; Morzadec-Kerfourn, 1988; Vink et al., 2000). The upwelling areas of the southern Africa and Peru can be very turbulent over longer periods during the year in contrast to the NW African upwelling, which has a more seasonal character. However, mixing of the upper water column is restricted to small coastal bands where active upwelling occurs. Although the Peruvian and Benguela upwellings are present throughout the year, there are also seasonal changes in intensity in these regions. Close to the active upwelling cells and during calm periods between active upwelling periods, the upper water column can be highly stratified (but still including high concentrations of nutrients) constituting the hypothetical ideal conditions for *L. machaerophorum* to be produced. It is therefore not clear why it is absent in these regions.

Concluding remarks: *L. machaerophorum* can be considered to be a temperate to tropical, coastal euryhaline species present in regions with summer SST exceeding 12°C. An increased amount of specimens with reduced process lengths can be observed related to low or high salinity. Blooms of *L. polyedrum* can be related to high (anthropogenic) nutrient input and warm, stratified surface water conditions.

***Operculodinium centrocarpum* sensu Wall et Dale 1966**



Description: Chorate cyst with a spherical central body and ornamented with between 20 and 40 radiating slender processes. Processes may vary in length between one-fifth and one-quarter of the cyst body diameter. The endophragm appears to be formed of radiating rods like the columellae of pollen, and the periphragm is microgranulate and of the same thickness as the endophragm. The processes are simple, occasionally geminal and have conical bases, slender shafts and capitate or slightly furcated terminations. They may be aligned in the girdle region but are usually intratabular in position. Precingular archeopyle (3”).

Dimensions: Cyst body diameter: 33 to 48 µm; length of processes: 7 to 14 µm.

Distribution: *O. centrocarpum* has been recorded from nearly all studied samples, but constitutes only a small part of the association south of the Antarctic subpolar front. Highest relative abundances have been found in the northern North Atlantic and the Benguela Current regions. It has been found in high relative abundances in both deep-sea and coastal sites. Like *N. labyrinthus/rigida*, *O. centrocarpum* is distributed within a very broad range of all studied environmental variables: -2.1 and 29.6°C, salinity: 16.1 and 36.8, phosphate 0.1 and 1.7 µM, nitrate: 0 and 22.8 µM.

Comparison with other records: *O. centrocarpum* was described from the Middle Miocene of Balcombe Bay (Australia, Deflandre and Cookson, 1955). It is generally reported as a cosmopolitan species that might have low relative abundances in the tropical and high relative abundances in regions with cold/temperate, nutrient enriched surface waters such as the North Atlantic drift (e.g. Wall et al., 1977; Harland, 1983; Suc, 1984; Edwards and Andrieu, 1992; Rochon et al., 1999). In the Southern Hemisphere, this species is found in low amounts only south of the Subtropical Front but can dominate associations in the warm/temperate waters

north of this front (e.g. McMinn, 1990, 1992; McMinn, 1994; Marret and de Vernal, 1997; Harland et al., 1998). In the present global dataset, no relationship with temperature has, however, been observed and *O. centrocarpum* seems to dominate associations from both cold and tropical domains. The broad distribution of *O. centrocarpum* is confirmed by the distribution of its motile stage, *Protoceratium reticulatum*, and its high relative abundances in areas that might suffer from up to 12 months of sea-ice cover (de Vernal et al., 1998, 2001; Okolodkov, 2000).

De Vernal et al. (1989) suggest a relationship of specimens with reduced process length to low SSS values. This is confirmed by recent studies of the Bjørnholm Bay (North Sea, Denmark; Ellegaard, 2000). In the western equatorial Atlantic *O. centrocarpum* with short processes is characteristically found in the Amazon River outflow where SSS fluctuates largely between the different seasons (Vink et al., 2000). The distribution of specimens with reduced processes within the Arabian Sea, the Benguela upwelling area, the Southern Atlantic Ocean, the west African margin and the southern Indian Ocean (Zonneveld and Marret, internal report) show no relationship with reduced SSS.

High relative abundances of *O. centrocarpum* were found in sediment-trap material from the Gulf of Naples collected during summer/autumn (June and October; Montresor et al., 1998). In the Arabian sea, newly formed cysts are found in sediment-trap material at the end of periods of the active coastal upwelling (Zonneveld and Brummer, 2000). Around the British Isles, it is documented in the plankton from spring to late summer (April -September; Reid, 1978).

Concluding remark: *O. centrocarpum* is considered to be a cosmopolitan species able to be produced within a wide variety of environments.

Cysts of *Pentaparsodinium dalei* Indelicato et Loeblich III 1986



Description: Small proximochorate cyst with a spherical central body and a variable density of processes. Processes are solid, with distinctive distal terminations, and may be branched or more commonly unbranched. Processes vary in width, and both slender and broader examples may occur on the same specimen. Archeopyle is of chasmic type.

Dimensions: Cyst body diameter: 19 to 36 μm , length of processes: 1 to 8 μm .

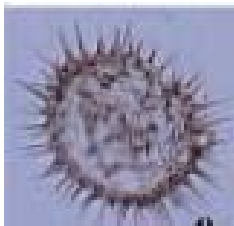
Distribution: Excluding the region south of 62°S, cysts of *P. dalei* have been recovered at all latitudes, from coastal to deep-sea sites. Cysts of *P. dalei* form a larger part of the Northern Hemisphere association in comparison to the Southern Hemisphere, with highest relative abundances in coastal samples from the northern North Atlantic. This taxon is distributed within a broad range of all studied environmental parameters with ranges of: temperature: -2.1 and 29.6°C (winter SST–summer SST), salinity: 21.3 and 36.7 (spring SSS–summer SSS), phosphate: 0.1 and 1.5 μM and nitrate 0 and 22.3 μM . Cysts of *P. dalei* are, however, sporadically present in low relative abundances in samples with nitrate concentrations exceeding 7.5 μM .

Comparison with other records: Cysts of *P. dalei* was described from the Oslo Fjord, Norway (Indelicato and Loeblich III, 1986) and has been reported to occur in high amounts from fjords and embayments of the western and eastern North Atlantic and adjacent seas (Dale, 1977; de Vernal et al., 1994; Matthiessen, 1994a; Nehring, 1994a, b). This taxon has been thought to be characteristic of sheltered coastal waters (e.g. Bakken and Dale, 1986). Dale and Dale (1992) found a spike of *P. dalei* in sediment-trap samples collected in the northern North Atlantic. They subscribe this finding to transport from the nearby shelf sites. The present data indicate that its distribution is not restricted to coastal sites but is abundant as well in the open ocean at sites where influence of transported shelf material is highly unlikely. Cysts of *P.*

dalei are found in the tropics as well as in arctic regions and can tolerate the presence of sea ice from up to 12 months of sea-ice cover in the northern North Atlantic (de Vernal et al., 1998; Harland et al., 1998; Harland and Pudsey, 1999). In the western equatorial Atlantic and the Benguela upwelling regions, this taxon is observed in areas characterised by a well-mixed upper 100m of the water column (Vink et al., 2000; Zonneveld et al., 2001a).

Concluding remarks: Cysts of *P. dalei* can be considered to be a cosmopolitan species forming a prominent part of the dinoflagellate cyst associations in the Northern Hemisphere whereas this taxon is more rare in the Southern Hemisphere. Cysts of *P. dalei* are present in areas with large differences in temperature, salinity and phosphate/nitrate concentrations as well as seasonal sea-ice cover from up to 12 months per year.

***Protoperidinium conicum* (Gran) Balech 1974**



Bildet er hetet fra http://dinos.anesc.u-tokyo.ac.jp/technical_guide/list.htm

Utdrag fra Madsen (1990):

Arten er beskrevet av Wall & Dale (1969), og av Harland (1982).

P. conicum beskrevet i som en kosmopolitisk art (Wall et al., 1977). Arten er funnet rundt de Britiske øyer (Reid, 1972, 1997), Harland, 1982). Langs Nord- amerikass østkyst, i Karibien og utenfor Vest- Afrikas (Harland, 1983), i det arabiske hav (Wall & Dale, 1968), i Trondheimsfjorden (Scholze, 1986) og Oslofjorden (Bakken, 1983) og i Skagerrak (Konieczny, 1983).

Vedlegg B: Telle resultat og beregninger

Prøve:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Kjernedyp:	0-1cm	1-1,5cm	1,5-2cm	2-3cm	3-4cm	4-5cm	5-6cm	6-7cm	7-8cm	8-9cm
Arter:										
<i>L. machaerophorum</i>	101	45	194	224	139	439	301	79	213	86
<i>O. centrocarpum</i>	28	31	43	17	12	5	11	6	12	15
<i>P. dalei</i>	73	29	53	50	20	8	4	6	26	11
<i>Spiniferites spp.</i>	6	1	18	18	3	7	6	2	5	6
<i>Protoperidinium sp.</i>	59	51	50	26	16	18	13	2	9	2
<i>Protoperidinium conicum</i>	1	1	6	2	1	1	7	1	0	2
Ukjente cyster	13	9	9	18	18	9	7	3	19	8
Totalt:	280	166	367	355	208	486	342	98	284	128

Tabell over rådata over registrerte cyster i sedimentkjernen

Ikke kvanitativ prøve

Prøve 11	Arter	Antall	% vis antall
	<i>L. machaerophorum</i>	72	32,4
	<i>O. centrocarpum</i>	85	38,3
	<i>P. dalei</i>	32	14,4
	<i>Spiniferites spp.</i>	12	5,4
	<i>Protoperidinium sp.</i>	21	9,5
	Ukjente cyster	0	0
	Totalt	222	100

Rådata og beregnet prosentvis fordeling av arter i prøve 11 (10 cm dyp).

Dyp:	Prøve:	Arter	% vis fordeling
0-1cm	1	<i>Spiniferites spp.</i>	2,14
		<i>Protoperidinium sp.</i>	21,07
1-1,5cm	2	<i>Spiniferites spp.</i>	0,6
		<i>Protoperidinium sp.</i>	30,72
1,5-2cm	3	<i>Spiniferites spp.</i>	4,91
		<i>Protoperidinium sp.</i>	13,62
2-3cm	4	<i>Spiniferites spp.</i>	5,1
		<i>Protoperidinium sp.</i>	7,37
3-4cm	5	<i>Spiniferites spp.</i>	1,44
		<i>Protoperidinium sp.</i>	7,69
4-5cm	6	<i>Spiniferites spp.</i>	1,44
		<i>Protoperidinium sp.</i>	3,7
5-6cm	7	<i>Spiniferites spp.</i>	1,75
		<i>Protoperidinium sp.</i>	3,8

6-7cm	8	<i>Spiniferites spp.</i>	2,04
		<i>Protopteridinium sp.</i>	2,04
7-8cm	9	<i>Spiniferites spp.</i>	1,76
		<i>Protopteridinium sp.</i>	3,17
8-9cm	10	<i>Spiniferites spp.</i>	4,69
		<i>Protopteridinium sp.</i>	1,56

Tabell over beregnet % vis fordeling.

Prøve	Kjernerdyb(cm)	Tørrvekt (gram)
1	0 -1	1,41
2	1 -1,5	1,18
3	1,5 -2	1,71
4	2 -3	2,00
5	3 -4	1,89
6	4 -5	2,13
7	5 -6	2,12
8	6 -7	2,06
9	7 -8	1,99
10	8 -9	2,00

Data for samtlige prøver. Prøve nummer, kjernerdyb og tørrvekt (g) av sedimentprøven

Utrekning:

Formel:

$$X = \frac{\text{Cysteantall pr.prøve}}{\text{tørrvekt (gram) prøve}} \times k$$

Der k er fortynnings konstant (k) og beregnet som følgende:

$$k = \frac{50 \times 250}{3 \times 25} = 166,67$$

Prøvene har lik fortynningsprosedyre og dermed blir konstanten(k) lik ved utregning av samtlige prøver. Tabeller over cyste antall og utregning er vist under resultater Kap.5.

Vedlegg C: Sedimentkjerne B95 fra Bunnefjorden, indre Oslofjord, 1995.

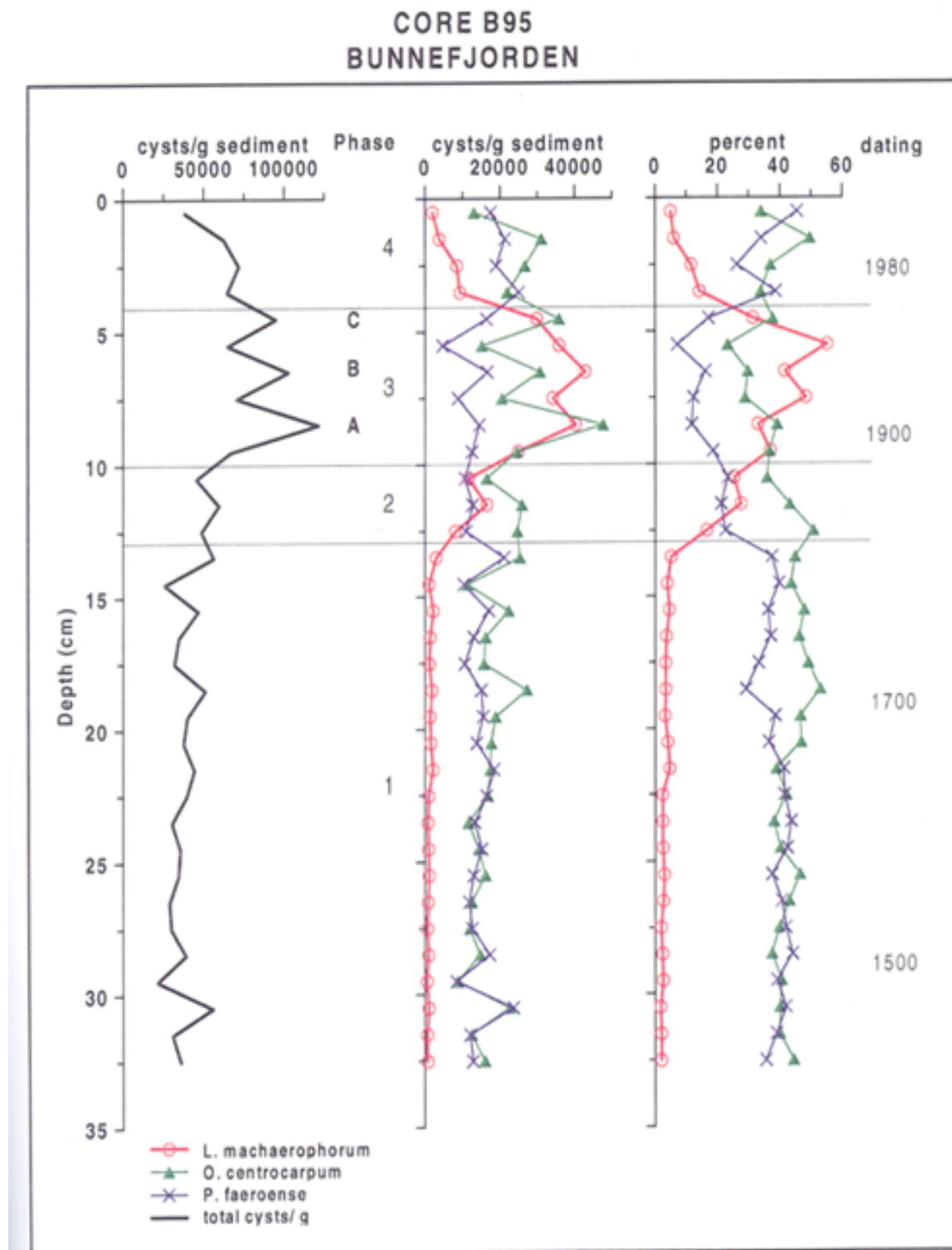


Diagram viser cysteutvikling fra B95, merk økning av *L. machaerophorum* samt nedgang av *O. centrocarpum* og *P. dalei* i perioden datert omkring 1900 – 1975. (Dale et al., 1998).